

2016

**oekotoxzentrum**  
**centre ecotox**



Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie  
Centre Suisse d'écotoxicologie appliquée  
Eawag-EPFL

**EQS - Vorschlag des Oekotoxentrums für:**  
*Imidacloprid*

First Version: 24.05.2013

Literaturrecherche Aktualisierung: 04.11.2016

## 1. EQS-Vorschläge

**AA-EQS:** 0.013 µg/L (unverändert)

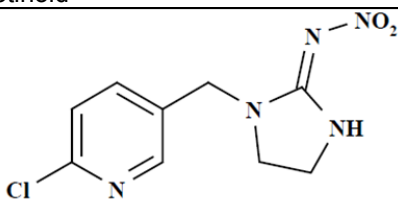
**MAC-EQS:** 0.1 µg/L (unverändert)

Das chronische Qualitätskriterium (CQK) und das akute Qualitätskriterium (AQK) wurden nach dem TGD for EQS der Europäischen Kommission (EC 2011) hergeleitet. Damit die Dossiers international vergleichbar sind, wird im Weiteren die Terminologie des TGD verwendet.

## 2. Physikochemische Parameter

In Tabelle 1 werden Identität sowie chemische und physikalische Parameter für Imidacloprid angegeben. Wo bekannt, wird mit (exp) spezifiziert, dass es sich um experimentell erhobene Daten handelt, während es sich bei mit (est) gekennzeichneten Daten um abgeschätzte Werte handelt. Wenn nichts hinter den Werten steht, fand sich in der zitierten Literatur keine Angabe.

**Tabelle 1** Geforderte Angaben zu Imidacloprid nach dem TGD for EQS (EC 2011a). Zusätzliche Angaben in kursiv. **exp** = experimentell erhobene Werte, **est** = geschätzte Werte.

Eigenschaften	Name/Wert	Referenz
IUPAC Name	1-(6-Chloro-3-pyridinylmethyl)- <i>N</i> -nitroimidazolidin-2-ylideneamin	EC 2006a
<i>Chemische Gruppe</i>	Neonicotinoid	EC 2006a
Strukturformel		EC 2006a
Summenformel	C <sub>9</sub> H <sub>10</sub> ClN <sub>5</sub> O <sub>2</sub>	EC 2006a
CAS-Nummer	138261-41-3 105827-78-9	EC 2006a US EPA 1992a
EINECS-Nummer	428-040-8	EC 2011b
SMILES-code	c1nc(CL)ccc1CN2C(=NN(=O))(=O)NCC2	EPI 2011
Molekulargewicht (g·mol <sup>-1</sup> )	255.7	EC 2006a
Schmelzpunkt (°C)	144 (exp)	Krohn 1993a, zitiert in Banasiak (undatiert) und EC 2006b
Siedepunkt (°C)	Zersetzt sich ab 200°C	EC 2006b
Dampfdruck (Pa)	4 · 10 <sup>-10</sup> (20°C); 9 · 10 <sup>-10</sup> (25°C) (beide extrapoliert von Messungen zwischen 50°C und 70°C)	Krohn 1993b, zitiert in Banasiak (undatiert) und EC 2006b
Henry-Konstante (Pa·m <sup>3</sup> ·Mol <sup>-1</sup> )	1.7 · 10 <sup>-10</sup> (20°C)	Krohn 1993c, zitiert in Banasiak (undatiert) und EC 2006b

Wasserlöslichkeit (g·L <sup>-1</sup> )	0.61 (exp, demineralisiertes Wasser, 20°C, pH unabhängig)	Krohn 1993d, zitiert in Banasiak (undatiert) und EC 2006b
	0.51	Gupta <i>et al.</i> 2002
Dissoziationskonstante (pK <sub>a</sub> )	Dissoziiert nicht in aquatischen Systemen	Rosenfeldt 1992, zitiert in Banasiak (undatiert) und EC 2006b
<i>n</i> -Octanol/Wasser Verteilungskoeffizient (log K <sub>ow</sub> )	0.57 (exp, demineralisiertes Wasser, 21°C)	Krohn 1993e, zitiert in Banasiak (undatiert) und EC 2006b
Sediment/Wasser Verteilungskoeffizient (log K <sub>oc</sub> oder log K <sub>p</sub> )	2.04 – 2.61 (exp)	EC 2006a
<i>Hydrolysestabilität</i>	stabil über 30 Tage bei pH 5 und 7 (25°C); bei pH 9 (25°C) leichter Abbau (geschätzte Halbwertszeit ca. 1 Jahr)	Yoshida 1989, zitiert in Banasiak (undatiert) und EC 2006a
<i>Photostabilität (Halbwertszeit)</i>	0.95 Stunden (exp, steriles Wasser, künstliches Sonnenlicht (> 290 nm), 5.18 mg/L und 6.31 mg/L, , pH 7, 23 – 24.5°C), dies entspricht einer geschätzten Halbwertszeit von 4.2 Stunden im Feld (50. Breitengrad)	Anderson <i>et al.</i> 1988, zitiert in Banasiak (undatiert) und EC 2006b
	0.15 – 0.19 Tage (Sommer) und 0.37 – 6.12 Tage (Winter) (geschätzt aus experimentell bestimmtem Quantum Yield)	Hellpointner (1990), zitiert in EC 2006b
	1.2 Stunden (exp, deionisiertes Wasser, ≥ 290 nm, 2 mg/L, 24 °C)	Moza <i>et al.</i> 1998
	3 Tage (in Wasserproben aus Fluss, > 290 nm, 2 – 200 mg/L, pH 7.3 - 7.7, 14°C – 14.8°C, geschätzt aus experimentell bestimmtem Quantum Yield)	Redlich <i>et al.</i> 2007
	24.2 Stunden (exp, in Wasserproben aus Reisfeld, Sonnenlicht (> 280 nm), 58.8 µg/L, pH 7.8, 24.9°C)	Thuyet <i>et al.</i> 2011
0.7 Stunden (exp, in Wasser mit HPLC-Reinheit, > 280 nm, 384 mg/L)	Wamhoff und Schneider 1999	

	2.1 Stunden (exp, in Leitungswasser, > 280 nm, mit Formulierung: Confidor (384 mg/L Imidacloprid)	Kagabu und Medej 1995, zitiert in Jemec <i>et al.</i> 2007
	3 Stunden (exp, simuliertes Sonnenlicht, 30°C)	

### 3. Allgemeines

Anwendung: In der Schweiz werden Produkte mit Imidacloprid zur Bekämpfung von Läusen und Fliegen beim Anbau von Hopfen, Obst, Gemüse, Tabak und Raps, sowie in Gewächshäusern, Gärten und bei Zierpflanzen verwendet. <sup>a</sup>

Wirkungsweise: Imidacloprid ist ein systemisches Insektizid, welches auf das zentrale Nervensystem wirkt, in dem es an die nikotinischen Acetylcholinrezeptoren (nAChR) der Synapsen bindet (Anatra-Cordone und Durkin 2005; EC 2006b). Das Neurotoxin ist für Insekten toxischer als für die meisten anderen Invertebraten oder auch für Vertebraten (Anatra-Cordone und Durkin 2005).

Chemische Analytik:

**Tabelle 2** Nachweis- und Bestimmungsgrenzen von Imidacloprid in Oberflächengewässern.

Nachweisgrenze (µg/L)	Bestimmungsgrenze (µg/L)	Methode	Referenz
0.00088	-	SPE-APPI-HPLC-MS	Yamamoto <i>et al.</i> 2012
0.001	-	SPE-GC-FID	Lamers <i>et al.</i> 2011
0.01	0.03	SPE-LC-MS	Seccia <i>et al.</i> 2005
-	0.01	SPE-LC-MS/MS	Hayasaka <i>et al.</i> 2012
0.5	2	SPE-HPLC-DAD	Ying und Kookana 2004
-	0.03	SPE-HPLC-UV	EC 2006b

<sup>a</sup> Schweizerisches Pflanzenschutzmittelverzeichnis: <http://www.blw.admin.ch/psm/wirkstoffe/index.html?lang=de>

## Stabilität und

### Abbauprodukte:

Imidacloprid baut sich im Wasser nur sehr langsam durch Hydrolyse ab, ist hinsichtlich der Photolyse jedoch sehr instabil mit angegebenen Halbwertszeiten von wenigen Stunden bis wenigen Tagen. Maximale Lichtabsorption wurde bei den Wellenlängen 211 nm und 268 nm gemessen (Liu *et al.* 2006; Redlich *et al.* 2007). Oberhalb von 300 nm war die Absorption durch Imidacloprid schwach.

Ein Vergleich der Resultate chemischer Analysen der Testkonzentrationen aus Bio- und Abbautests ergeben kein eindeutiges Bild über die Stabilität von Imidacloprid in Testsystemen. Kein Abbau der Imidaclopridkonzentration nach 96 Stunden wurde zum Beispiel von Böttger *et al.* (2012) und Tisler *et al.* (2009) festgestellt. Ein Abbautest, der zur Validierung der Stabilität der Testkonzentrationen in einem Biotest durchgeführt wurde, resultierte sogar in stabilen Konzentrationen über 8 Tage (Chen *et al.* 2010). Azevedo-Pereira *et al.* (2011b) hingegen beobachteten eine Reduktion der Testkonzentrationen um bis zu 80% innerhalb von 96 Stunden, obwohl die Hälfte des Testmediums nach 48 Stunden ersetzt wurde. Sanchez-Bayo und Goka (2006b) führten 48 h-Toxizitätstest sowohl bei Licht als auch im Dunkeln bei sonst gleichen Bedingungen durch. Die Effektwerte in Testsystemen mit Licht waren generell höher (zum Teil signifikant) als diejenigen, die ohne Lichteinfluss durchgeführt wurden. Die Autoren erklären diesen Unterschied durch den Abbau von Imidacloprid durch Photolyse. Dieser scheint stark abhängig von der Wahl der Lichtquelle und deren Spektrum zu sein. Daher ist für alle Tests in Licht eine analytische Validierung der Testkonzentrationen mindestens zu Beginn und am Ende des Experiments als zwingendes Kriterium für die Validität einer Studie anzusehen (Code A oder B in Kolonne „Chemische Analyse“ in Tabelle 5).

Die Stabilität der Testsubstanz ist nur ein Einflussfaktor auf die tatsächliche Testkonzentration, wenn auch ein sehr wichtiger. Andere Einflussfaktoren sind die Löslichkeit der Testsubstanz im Testmedium und das korrekte Einwiegen der Testsubstanz. Während sich die Löslichkeit anhand der Wasserlöslichkeit und der eingesetzten Testkonzentrationen plausibilisieren lässt, kann es beim Einwiegen zu nicht-systematischen Unterschieden kommen, die anhand der Angaben im jeweiligen Testbericht nicht ersichtlich sind. Daher werden alle Werte, die auf nominalen Konzentrationen beruhen, gekennzeichnet. Bei deutlichen Unterschieden (Unterschied grösser als Faktor 10) zwischen Toxizitätswerten, die auf nominalen Konzentrationen beruhen, und analytisch validierten Werten, sollen daher die analytisch validierten bevorzugt werden.

Relevante Abbauprodukte von Imidacloprid zeigen alle eine geringere Toxizität gegenüber der Larve von *Chironomus riparius*, einem Organismus der sehr sensitiv auf Imidacloprid reagiert (EC 2006a; EC 2011b).

Existierende EQS-Vorschläge:

**Tabelle 3** EQS-Vorschläge für Imidacloprid aus anderen Ländern sowie der EU.

<b>Land</b>	<b>AA-EQS [µg/L]</b>	<b>MAC-EQS [µg/L]</b>	<b>Referenz</b>
Deutschland	0.0024	0.1	UBA 2014
Finnland	0.12	0.3	Kontiokari und Mattsoff 2011
Frankreich	0.2	0.3	INERIS 2011
Niederlande	0.067	0.2	RIVM 2008
Niederlande	0.0083	0.2	RIVM 2014, Smit et al. 2015
Schweden	0.06	-	Andersson und Kreuger 2011
EU Biozide	0.174 (PNEC)	-	EC 2011b
Kanada	0.23	-	CCME 2007

## 4. Effektdatensammlung

Für Imidacloprid sowie für Formulierungen mit Imidacloprid als (einzigem) Wirkstoff sind Effektdaten aus Einzelspezies- und Mikro/Mesokosmosstudien zu Bakterien, Algen, Krebstieren, Insekten, Würmern, Mollusken, Amphibien und Fischen vorhanden (Tabelle 4). Effektdaten aus dem EU Draft Assessment Report (DAR; EC 2006a; 2006b) wurden als „face value“ übernommen und mit Klimisch 1 oder 2 bewertet. Tests mit der Formulierung Confidor SL 200 und *D. magna* resultierten in einem 4-mal tieferen LOEC verglichen mit reinem Imidacloprid (Jemec *et al.* 2007). Dies deutet darauf hin, dass Formulierungen, die neben dem Wirkstoff noch andere, möglicherweise die Toxizität erhöhende Hilfsstoffe enthalten, toxischer sein könnten als reines Imidacloprid. Effektwerte aus Tests mit Formulierungen werden deshalb nicht für die EQS-Ableitung verwendet, dienen aber als unterstützende Information. Zwischen der ursprünglichen und der revidierten Version dieses Stoffdatenblattes wurden vom deutschen Umweltbundesamt (UBA) ein EQS-Dossier zu Imidacloprid erstellt (UBA 2014) und das niederländischen Institut RIVM hat ihr EQS-Dossier aktualisiert (RIVM 2014). Die Daten aus beiden Dossiers wurden für die vorliegende Revision berücksichtigt. Allerdings wurden Daten zu Formulierungen weiterhin nur als unterstützende Information verwendet. Im RIVM-Dossier als valide eingestufte Studien, die noch nicht im ursprünglichen Dossier enthalten waren, wurden ebenfalls als valide eingestuft, es sei denn, die Relevanz wurde anders eingestuft (mit „K2 C3“ gekennzeichnet). Da im UBA-Dossier nicht ersichtlich ist, ob eine Formulierung oder die Reinsubstanz verwendet wurde, wurde versucht, nur im UBA Dossier zitierte Studien zu finden und selbst zu validieren. Wenn dies nicht gelang, wurden die Einträge eingegraut.

**Tabelle 4** Effektdatensammlung für Imidacloprid und dessen Formulierungen (Effektwerte in µg ai/L). Eine Bewertung der Validität<sup>b</sup> wurde nach den Klimisch-Kriterien (Klimisch et al. 1997) durchgeführt, bzw. nach den CRED-Kriterien für Studien die im Zuge der Aktualisierung herangezogen wurden (Moermond et al. 2016). Literaturdaten, die in grau dargestellt sind, erfüllen nicht die Datenanforderungen nach dem TGD for EQS bezüglich Relevanz oder Verlässlichkeit (oder wurden mit Formulierungen durchgeführt), werden aber als zusätzliche Information aufgelistet. „≥-, >- und ≤“-Werte, auch wenn sie valide sind, können nicht direkt zur EQS-Ableitung verwendet werden und sind ebenfalls in grau dargestellt. Der Endpunkt Wachstumsrate wurde gemäss TGD for EQS dem Endpunkt Biomasse vorgezogen und Letztere grau dargestellt, falls für eine Art beide Endpunkte vorhanden sind. Weiter werden, falls vorhanden, Angaben zum Testsystem, zur chemischer Analytik, Reinheit und Salinität bei marinen Organismen gemacht. >< = Effektwert liegt zwischen den angegebenen Werten; **ka** = keine Angaben; **Form.** = Formulierung; **techn.** = technische Reinheit; **analyt.** = analytische Reinheit; **TK** = Testkonzentration; **DO** = gelöster Sauerstoff

EFFEKTDATENSAMMLUNG													
Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse	Testsystem	Reinheit (%) / Salinität (‰)	Bemerkungen Salinität	Validität	Referenz
<b>akute Daten limnisch</b>													
Bakterien	<i>Vibrio qinghaiensis</i>	Lumineszenz	0.25	h	EC50	=	80'000	C	S	99.5	1 vol% Lösungsmittel	3	Zhou et al. 2010
Bakterien	<i>Vibrio qinghaiensis</i>	Lumineszenz	0.25	h	EC05	=	4'000	C	S	99.5	1 vol% Lösungsmittel	3	Zhou et al. 2010
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Biomasse (Zellzahl)	120	d	EC50	>	119'000	A	S	95	nach GLP; Identität von Testsubstanz unklar	4	Gagliano und Bowers 1991, zitiert in US EPA 1992b
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Biomasse	72	h	EC50	>	100'000	B	S	98.6	nach GLP	1	Dorgerloh 2000, zitiert in EC 2006b
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstumsrate	72	h	EC50	>	100'000	B	S	98.6	nach GLP	1	Dorgerloh 2000, zitiert in EC 2006b
Algen	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Biomasse (Zellzahl)	96	h	EC50	>	10'000	D	S	92.8	nach GLP; in EC 2006 akzeptiert	2	Heimbach 1989, zitiert in US EPA 1992c
Algen	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Wachstumsrate (Zellzahl)	96	h	EC50	>	10'000	D	S	92.8	nach GLP; in EC 2006 akzeptiert	2	Heimbach 1989, zitiert in US EPA 1992c
Algen	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Wachstumsrate (Zellzahl)	72	h	EC50	=	389'000	C	S	99		3	Tisler et al. 2009
Mollusca	<i>Lymnaea stagnalis</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	511.4	A	S	99.9		R4, C1	Nymanet al. 2014
Mollusca	<i>Planorbella pilsbryi</i>	Mortalität	7	d	LC10	=	814,2	A	R	95-98		R2, C1	Prosser et al. 2016
Mollusca	<i>Planorbella pilsbryi</i>	Mortalität	7	d	LC25	=	1801,1	A	R	95-98		R2, C1	Prosser et al. 2016
Mollusca	<i>Planorbella pilsbryi</i>	Mortalität	7	d	LC50	=	<b>3984,5</b>	A	R	<b>95-98</b>		R2, C1	Prosser et al. 2016
Mollusca	<i>Lampsilis fasciola</i>	Mortalität	7	d	LC50	>	688	A	S	95-98		R2, C1	Prosser et al. 2016
Krebstiere	<i>Chydorus sphaericus</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	<b>832</b>	C	S	99.5	ohne Licht	2	Sanchez-Bayo und Goka 2006b
Krebstiere	<i>Chydorus sphaericus</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	2'209	C	S	99.5	mit Licht	3	Sanchez-Bayo und Goka 2006b

<sup>b</sup> Für Validität wird nach der CRED-Methode Verlässlichkeit (R; Engl. *Reliability*) und Relevanz (C; Engl. *Relevance*) bewertet. Beide werden in Übereinstimmung mit der Klimisch-Methode in folgende Kategorien eingeteilt: R1/C1= Zuverlässig/Relevant ohne Einschränkung; R2/C2 = Zuverlässig/Relevant mit Einschränkung; R3/C3 = nicht Zuverlässig/Relevant; R4/C4 = nicht bewertbar. Eine Bewertung der Verlässlichkeit wurde nicht durchgeführt, wenn eine Studie als nicht relevant bewertet wurde.



**EFFEKTDATENSAMMLUNG**

Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpoint	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse	Testsystem	Reinheit (%) / Salinität (‰)	Bemerkungen Salinität	Validität	Referenz
Krebstiere	<i>Chydorus sphaericus</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	132'673	C	S	99.5	mit Licht	3	Sanchez-Bayo und Goka 2006b
<b>Krebstiere</b>	<b><i>Cyprretta seurati</i></b>	<b>Immobilisierung</b>	<b>48</b>	<b>h</b>	<b>EC50</b>	<b>=</b>	<b>1</b>	<b>C</b>	<b>S</b>	<b>99.5</b>	<b>ohne Licht</b>	<b>2</b>	<b>Sanchez-Bayo und Goka 2006b</b>
Krebstiere	<i>Cyprretta seurati</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	16	C	S	99.5	mit Licht	3	Sanchez-Bayo und Goka 2006b
Krebstiere	<i>Cyprretta seurati</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	301	C	S	99.5	mit Licht	3	Sanchez-Bayo und Goka 2006b
<b>Krebstiere</b>	<b><i>Cypridopsis vidua</i></b>	<b>Immobilisierung</b>	<b>48</b>	<b>h</b>	<b>EC50</b>	<b>=</b>	<b>10</b>	<b>C</b>	<b>S</b>	<b>99.5</b>	<b>ohne Licht</b>	<b>2</b>	<b>Sanchez-Bayo und Goka 2006b</b>
<b>Krebstiere</b>	<b><i>Cypridopsis vidua</i></b>	<b>Mortalität</b>	<b>48</b>	<b>h</b>	<b>LC50</b>	<b>=</b>	<b>273</b>	<b>C</b>	<b>S</b>	<b>99.5</b>	<b>ohne Licht</b>	<b>2</b>	<b>Sanchez-Bayo und Goka 2006b</b>
Krebstiere	<i>Cypridopsis vidua</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	3	C	S	99.5	mit Licht	3	Sanchez-Bayo und Goka 2006b
Krebstiere	<i>Cypridopsis vidua</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	715	C	S	99.5	mit Licht	3	Sanchez-Bayo und Goka 2006b
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	96	h	EC50	=	56'000	D	kA	kA		4	Jemec <i>et al.</i> 2007
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Immobilisierung	48	h	EC50	>	32000	Y	S	95.4		3	PSD 1993 zitiert in RIVM 2014
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h, 0.94mm)	Körperlänge	7	d	EC50	=	21727	Y	R	99		K2 C3	Agatz <i>et al.</i> 2013 zitiert in RIVM 2014
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h, 0.94mm)	Fressrate	24	h	EC50	=	1830	Y	S	99		K2 C3	Agatz <i>et al.</i> 2013 zitiert in RIVM 2014
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h, 0.94mm)	Mortalität	24	h	LC50	>	100000	Y	S	99		K2 C3	Agatz <i>et al.</i> 2013 zitiert in RIVM 2014
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h, 0.94mm)	Körperlänge	7	d	NOEC	=	1200	Y	R	99		K2 C3	Agatz <i>et al.</i> 2013 zitiert in RIVM 2014
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h, 0.94mm)	Zeitdauer bis zur Reife	7	d	NOEC	=	4000	Y	R	99		K2 C3	Agatz <i>et al.</i> 2013 zitiert in RIVM 2014
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h, 0.94mm)	Anzahl Nachkommen	7	d	NOEC	=	1300	Y	R	99		K2 C3	Agatz <i>et al.</i> 2013 zitiert in RIVM 2014
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Immobilisierung	48	h	EC50	=	56'600	C	S	99		3	Tisler <i>et al.</i> 2009
<b>Krebstiere</b>	<b><i>Daphnia magna</i> (&lt; 24 h)</b>	<b>Immobilisierung</b>	<b>48</b>	<b>h</b>	<b>EC50</b>	<b>=</b>	<b>85'200</b>	<b>A</b>	<b>S</b>	<b>95.4</b>	<b>nach GLP</b>	<b>1</b>	<b>Young und Hicks 1990, zitiert in US EPA 1992d</b>
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (24 h)	Immobilisierung	48	h	EC50	=	6'029	C	S	99.5	mit Licht	3	Sanchez-Bayo und Goka 2006b
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Immobilisierung	48	h	EC50	=	17'360	C	S	> 95		3	Song <i>et al.</i> 1997
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Immobilisierung	48	h	EC50	=	97'000	D	S	kA		3	Loureiro <i>et al.</i> 2010
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (24 h)	Mortalität	48	h	LC50	=	64'873	C	S	99.5	mit Licht	3	Sanchez-Bayo und Goka 2006b
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Fressverhalten	48	h	EC50	=	3'700	D	S	kA		3	Loureiro <i>et al.</i> 2010
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Immobilisierung	48	h	EC10	=	22'500	C	S	99		3	Tisler <i>et al.</i> 2009
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Immobilisierung	48	h	NOEC	=	42'000	A	S	95.4	nach GLP	1	Young und Hicks 1990, zitiert in US EPA 1992d
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i> (adult)	Immobilisierung	96	h	EC50	=	131	C	S	> 95		3	Ashauer <i>et al.</i> 2011

**EFFEKTDATENSAMMLUNG**

Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpoint	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse	Testsystem	Reinheit (%) / Salinität (‰)	Bemerkungen Salinität	Validität	Referenz
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i> (adult)	Immobilisierung	72	h	EC50	=	104	C	S	> 95		3	Ashauer <i>et al.</i> 2011
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i> (adult)	Immobilisierung	48	h	EC50	=	110	C	S	> 95		3	Ashauer <i>et al.</i> 2011
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i> (adult)	Immobilisierung	24	h	EC50	=	103	C	S	> 95		3	Ashauer <i>et al.</i> 2011
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Immobilisierung	96	h	EC50	=	270	C	S	analyt.	1 vol% Lösungsmittel; nur 10 Individ./TK	3	Beketov und Liess 2008
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Fressrate	24	h	EC10	=	9.05	A	R	99.9		R2, C1	Agatz <i>et al.</i> 2014
<b>Krebstiere</b>	<b><i>Gammarus pulex</i></b>	<b>Fressrate</b>	<b>24</b>	<b>h</b>	<b>EC50</b>	<b>=</b>	<b>18.96</b>	<b>A</b>	<b>R</b>	<b>99.9</b>		<b>R2, C1</b>	<b>Agatz <i>et al.</i> 2014</b>
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Fressrate	48	h	EC10	=	3.28	A	R	99.9		R2, C1	Agatz <i>et al.</i> 2014
<b>Krebstiere</b>	<b><i>Gammarus pulex</i></b>	<b>Fressrate</b>	<b>48</b>	<b>h</b>	<b>EC50</b>	<b>=</b>	<b>20.59</b>	<b>A</b>	<b>R</b>	<b>99.9</b>		<b>R2, C1</b>	<b>Agatz <i>et al.</i> 2014</b>
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Fressrate	72	h	EC10	=	2.03	A	R	99.9		R2, C1	Agatz <i>et al.</i> 2014
<b>Krebstiere</b>	<b><i>Gammarus pulex</i></b>	<b>Fressrate</b>	<b>72</b>	<b>h</b>	<b>EC50</b>	<b>=</b>	<b>10.5</b>	<b>A</b>	<b>R</b>	<b>99.9</b>		<b>R2, C1</b>	<b>Agatz <i>et al.</i> 2014</b>
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Fressrate	96	h	EC10	=	2.05	A	R	99.9		R2, C1	Agatz <i>et al.</i> 2014
<b>Krebstiere</b>	<b><i>Gammarus pulex</i></b>	<b>Fressrate</b>	<b>96</b>	<b>h</b>	<b>EC50</b>	<b>=</b>	<b>5.34</b>	<b>A</b>	<b>R</b>	<b>99.9</b>		<b>R2, C1</b>	<b>Agatz <i>et al.</i> 2013</b>
<b>Krebstiere</b>	<b><i>Gammarus pulex</i></b>	<b>Mortalität</b>	<b>24</b>	<b>h</b>	<b>LC50</b>	<b>=</b>	<b>28127</b>	<b>C</b>	<b>S</b>	<b>99.9</b>		<b>R4, C1</b>	<b>Nymanet <i>et al.</i> 2014</b>
Krebstiere	<i>Gammarus fossarum</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	1789.9	C	S	99.9		R4, C1	Nymanet <i>et al.</i> 2014
<b>Krebstiere</b>	<b><i>Gammarus roeseli</i> (juvenil)</b>	<b>Immobilisierung</b>	<b>96</b>	<b>h</b>	<b>EC50</b>	<b>=</b>	<b>14</b>	<b>B</b>	<b>S</b>	<b>99.9</b>	<b>in Flusswasser, Tiere gefüttert während Test</b>	<b>2</b>	<b>Böttger <i>et al.</i> 2012</b>
<b>Krebstiere</b>	<b><i>Gammarus roeseli</i> (adult)</b>	<b>Immobilisierung</b>	<b>96</b>	<b>h</b>	<b>EC50</b>	<b>=</b>	<b>15</b>	<b>B</b>	<b>S</b>	<b>99.9</b>	<b>in Flusswasser, Tiere nicht gefüttert während Test</b>	<b>2</b>	<b>Böttger <i>et al.</i> 2012</b>
<b>Krebstiere</b>	<b><i>Gammarus roeseli</i> (adult)</b>	<b>Immobilisierung</b>	<b>96</b>	<b>h</b>	<b>EC50</b>	<b>=</b>	<b>29</b>	<b>B</b>	<b>S</b>	<b>99.9</b>	<b>in Flusswasser, Tiere gefüttert während Test</b>	<b>2</b>	<b>Böttger <i>et al.</i> 2012</b>
<b>Krebstiere</b>	<b><i>Gammarus roeseli</i> (juvenil)</b>	<b>Immobilisierung</b>	<b>96</b>	<b>h</b>	<b>EC50</b>	<b>=</b>	<b>86</b>	<b>B</b>	<b>S</b>	<b>99.9</b>	<b>künstliches Medium, Tiere nicht gefüttert während Test</b>	<b>2</b>	<b>Böttger <i>et al.</i> 2012</b>
<b>Krebstiere</b>	<b><i>Gammarus roeseli</i> (juvenil)</b>	<b>Immobilisierung</b>	<b>96</b>	<b>h</b>	<b>EC50</b>	<b>=</b>	<b>130</b>	<b>B</b>	<b>S</b>	<b>99.9</b>	<b>künstliches Medium, Tiere gefüttert während Test</b>	<b>2</b>	<b>Böttger <i>et al.</i> 2012</b>
Krebstiere	<i>Gammarus roeseli</i> (adult)	Immobilisierung	96	h	EC10	=	1	B	S	99.9	in Flusswasser, Tiere nicht gefüttert während Test	2	Böttger <i>et al.</i> 2012
Krebstiere	<i>Gammarus roeseli</i> (juvenil)	Immobilisierung	96	h	EC10	=	1.4	B	S	99.9	in Flusswasser, Tiere gefüttert während Test	2	Böttger <i>et al.</i> 2012
Krebstiere	<i>Gammarus roeseli</i> (adult)	Immobilisierung	96	h	EC10	=	2.6	B	S	99.9	in Flusswasser, Tiere gefüttert während Test	2	Böttger <i>et al.</i> 2012
Krebstiere	<i>Gammarus roeseli</i> (juvenil)	Immobilisierung	96	h	EC10	=	6	B	S	99.9	künstliches Medium, Tiere nicht gefüttert während Test	2	Böttger <i>et al.</i> 2012
Krebstiere	<i>Gammarus roeseli</i> (juvenil)	Immobilisierung	96	h	EC10	=	98	B	S	99.9	künstliches Medium, Tiere gefüttert während Test	2	Böttger <i>et al.</i> 2012
Krebstiere	<i>Gammarus roeseli</i>	Zunahme der Drift	26	h	NOEC	<	12	B	F	99.9		2	Berghahn <i>et al.</i> 2012
Krebstiere	<i>Hyalella azteca</i> (juvenil)	Immobilisierung oder „abnormale Effekte“	96	h	EC50	=	57	A	S	kA	nach GLP; Endpoint unklar	2	England und Bucksath 1991, zitiert in US EPA 1992e

**EFFEKTDATENSAMMLUNG**

Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse	Testsystem	Reinheit (%) / Salinität (‰)	Bemerkungen Salinität	Validität	Referenz
Krebstiere	<i>Hyalella azteca</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	LC50	=	526	A	S	kA	nach GLP	2	England und Bucksath 1991, zitiert in EC 2006b und US EPA 1992e
Krebstiere	<i>Hyalella azteca</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	LC50	=	65	A	R	99.2		3	Stoughton et al. 2008
Krebstiere	<i>Hyalella azteca</i> (juvenil)	Immobilisierung oder „abnormale Effekte“	96	h	NOEC	=	10	A	S	kA	nach GLP; Endpunkt unklar	2	England und Bucksath 1991, zitiert in US EPA 1992e
Krebstiere	<i>Hyalella azteca</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	NOEC	=	54	A	R	99.2		3	Stoughton et al. 2008
Krebstiere	<i>Hyalella azteca</i> (juvenil)	Immobilisierung oder „abnormale Effekte“	48	h	EC50	=	115	A	S	kA	nach GLP; Endpunkt unklar	2	England und Bucksath 1991, zitiert in US EPA 1992e
Krebstiere	<i>Hyalella azteca</i> (juvenil)	Immobilisierung oder „abnormale Effekte“	48	h	NOEC	=	10	A	S	kA	nach GLP; Endpunkt unklar	2	England und Bucksath 1991, zitiert in US EPA 1992e
Krebstiere	<i>Hyalella azteca</i> (juvenil)	Immobilisierung	96	h	EC50	=	55	Y	S	kA		2	Anatra-Cordone M et al., 2005 Klimisch HJ. Et al., 1997
Krebstiere	<i>Hyalella azteca</i> (juvenil)	Immobilisierung	96	h	NOEC	=	0.35	Y	S	kA		2	Anatra-Cordone M et al., 2005 Klimisch HJ. Et al., 1997
Krebstiere	<i>Hyalella azteca</i>		96	h	EC50	=	55				DE		Anatra-Cordone and Durkin 2005
Krebstiere	<i>Ilyocypris dentifera</i>	Immobilisierung (unfähig zu Schwimmen)	48	h	EC50	=	3	C	S	99.5	ohne Licht	2	Sanchez-Bayo und Goka 2006b
Krebstiere	<i>Ilyocypris dentifera</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	214	C	S	99.5	ohne Licht	2	Sanchez-Bayo und Goka 2006b
Krebstiere	<i>Ilyocypris dentifera</i>	Immobilisierung (unfähig zu Schwimmen)	48	h	EC50	=	3	C	S	99.5	mit Licht	3	Sanchez-Bayo und Goka 2006b
Krebstiere	<i>Ilyocypris dentifera</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	517	C	S	99.5	mit Licht	3	Sanchez-Bayo und Goka 2006b
Fadenwürmer	<i>Agamermis unka</i> (> 24h)	Mortalität	24	h	LC50	=	1'580	C	S	97	1 vol% Lösungsmittel; Parasit	3	Choo et al. 1998
Ringelwürmer	<i>Tubifex tubifex</i> (adult)	Mortalität	24	h	LC50	=	320	C	S	kA		3	Gerhardt 2009
Ringelwürmer	<i>Tubifex tubifex</i> (adult)	Lokomotion	24	h	EC50	=	90	C	S	kA		3	Gerhardt 2009
Insekten	<i>Aedes aegypti</i> (1. Instar)	Immobilisierung	48	h	EC50	=	44	C	S	> 95		3	Song et al. 1997
Insekten	<i>Aedes aegypti</i> (4. Instar)	Immobilisierung	72	h	EC50	=	84	C	S	97.4	1 vol% Lösungsmittel	3	Paul et al. 2006
Insekten	<i>Aedes aegypti</i> (larve 3d)	Mortalität	72	h	LC50	=	819.5	N	kA	kA		3	Riaz et al., 2009 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Aedes albopictus</i> (Stamm HAmAal, 4. Instar)	Mortalität	24	h	LC50	=	300	C	S	97.9	1 vol% Lösungsmittel	3	Liu et al. 2004a
Insekten	<i>Aedes albopictus</i> (Stamm Ikaken, 4. Instar)	Mortalität	24	h	LC50	=	500	C	S	97.9	1 vol% Lösungsmittel	3	Liu et al. 2004a
Insekten	<i>Aedes albopictus</i> (Stamm MAmAal, 4. Instar)	Mortalität	24	h	LC50	=	600	C	S	97.9	1 vol% Lösungsmittel	3	Liu et al. 2004a
Insekten	<i>Aedes albopictus</i> (Stamm SFmAal, 4. Instar)	Mortalität	24	h	LC50	=	600	C	S	97.9	1 vol% Lösungsmittel	3	Liu et al. 2004a
Insekten	<i>Aedes albopictus</i> (Stamm VBFmAal, 4. Instar)	Mortalität	24	h	LC50	=	800	C	S	97.9	1 vol% Lösungsmittel	3	Liu et al. 2004a
Insekten	<i>Aedes taeniorhynchus</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	13	N	S	> 95		3	Song. et al., 1997
Insekten	<i>Baetis rhodani</i> (Larve)	Immobilisierung	96	h	EC50	=	8.49	C	S	analyt.	nur 10 Individ./TK; 1 vol% Lösungsmittel; > 10% Mortalität in Kontrollen	3	Beketov und Liess 2008

**EFFEKTDATENSAMMLUNG**

Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpoint	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse	Testsystem	Reinheit (%) / Salinität (%)	Bemerkungen Salinität	Validität	Referenz
Insekten	<i>Baetis rhodani</i> (Larve, large)	Mortalität	96	h	LC50	=	41.23	N	S	Technical grade		3	Becker 2011 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Baetis rhodani</i> (Larve, large)	Immobilisierung	96	h	EC50	=	5.21	N	S	analyt.		3	Becker 2011 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Baetis rhodani</i> (Larve, small)	Mortalität	96	h	LC50	=	3.85	N	S	analyt.		3	Becker 2011 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Baetis rhodani</i> (Larve, small)	Immobilisierung	96	h	EC50	=	1.72	N	S	Analyt.		3	Becker 2011 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Centroptilum</i> (Larve, < 24 h)	Mortalität	72	h	LC50	=	8.88	N	S	analyt.		3	Becker 2011 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Centroptilum</i> (Larve, < 24 h)	Mortalität	72	h	EC50	=	4.98	N	S	Analyt.		3	Becker 2011 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Cheumatopsyche brevilineata</i> (1. Instar)	Immobilisierung	48	h	EC50	=	6.64	C	S	analyt.	0.1 vol% Lösungsmittel	3	Yokohama et al. 2009
Insekten	<i>Cheumatopsyche brevilineata</i> (1. Instar)	Immobilisierung	48	h	EC50	=	6.54	C	S	analyt.	0.1 vol% Lösungsmittel	3	Yokohama et al. 2009
Insekten	<i>Cheumatopsyche brevilineata</i> (5. Instar)	Immobilisierung	48	h	EC50	=	37.9	C	S	analyt.	0.1 vol% Lösungsmittel	3	Yokohama et al. 2009
Insekten	<i>Cheumatopsyche brevilineata</i> 5. Instar	Immobilisierung	48	h	EC50	=	33.3	C	S	analyt.	0.1 vol% Lösungsmittel	3	Yokohama et al. 2009
Insekten	<i>Cheumatopsyche brevilineata</i> (2. Instar)	Immobilisierung (2nd instar larvae, strain M)	24	h	EC50	=	11	C	S	analyt.	0.1 vol% Lösungsmittel	3	Yokohama et al. 2009 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Cheumatopsyche brevilineata</i> (3. Instar)	Immobilisierung (3rd instar larvae, strain M)	24	h	EC50	=	21	C	S	analyt.	0.1 vol% Lösungsmittel	3	Yokohama et al. 2009 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Cheumatopsyche brevilineata</i> (4. Instar)	Immobilisierung (4th instar larvae, strain M)	24	h	EC50	=	21	C	S	analyt.	0.1 vol% Lösungsmittel	3	Yokohama et al. 2009 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Cheumatopsyche brevilineata</i> (1. Instar < 24 h)	Immobilisierung (1st instar larvae, strain K)	24	h	EC50	=	7	C	S	analyt.	0.1 vol% Lösungsmittel	3	Yokohama et al. 2009 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Cheumatopsyche brevilineata</i> (2. Instar)	Immobilisierung (2nd instar larvae, strain K)	24	h	EC50	=	10	C	S	analyt.	0.1 vol% Lösungsmittel	3	Yokohama et al. 2009 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Cheumatopsyche brevilineata</i> (3. Instar)	Immobilisierung (3rd instar larvae, strain K)	24	h	EC50	=	20	C	S	analyt.	0.1 vol% Lösungsmittel	3	Yokohama et al. 2009 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Cheumatopsyche brevilineata</i> (4. Instar)	Immobilisierung (4th instar larvae, strain K)	24	h	EC50	=	20	C	S	analyt.	0.1 vol% Lösungsmittel	3	Yokohama et al. 2009 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larve)	Zunahme der Drift	26	h	NOEC	<	12	B	F	99.9		2	Berghahn et al. 2012
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larve)	Mortalität	24	h	LC50	=	55	C	S	99.9	nach GLP	2	Dorgerloh und Sommer 2002, zitiert in EC 2006b
Insekten	<i>Chironomus tentans</i> (Larve)	Mortalität	96	h	LC50	=	5.75	A	R	99.2		3	Stoughton et al. 2008
<b>Insekten</b>	<b><i>Chironomus tentans</i> (Larve)</b>	<b>Mortalität</b>	<b>96</b>	<b>h</b>	<b>LC50</b>	<b>=</b>	<b>10.5</b>	<b>A</b>	<b>R</b>	<b>95</b>	<b>nach GLP; in EC 2006 akzeptiert</b>	<b>2</b>	<b>Gagliano 1991, zitiert in US EPA 1992a</b>
Insekten	<i>Chironomus tentans</i> (Larve)	Mortalität	96	h	NOEC	=	1.03	A	R	99.2		3	Stoughton et al. 2008
Insekten	<i>Chironomus tentans</i> (Larve)	„abnormale Effekte“	96	h	NOEC	=	1.24	A	R	95	nach GLP; Endpunkt unklar	2	Gagliano 1991, zitiert in US EPA 1992a
<b>Insekten</b>	<b><i>Chironomus tentans</i> (Larve)</b>	<b>Mortalität</b>	<b>48</b>	<b>h</b>	<b>LC50</b>	<b>=</b>	<b>68.9</b>	<b>A</b>	<b>S</b>	<b>95</b>	<b>nach GLP</b>	<b>2</b>	<b>Gagliano 1991, zitiert in US EPA 1992a</b>
Insekten	<i>Chironomus tentans</i> (Larve)	Mortalität	48	h	NOEC	=	1.04	A	S	95	nach GLP	2	Gagliano 1991, zitiert in US EPA 1992a
Insekten	<i>Cloeon dipterum</i> (Larve)	Zunahme der Drift	26	h	NOEC	<	12	B	F	99.9		2	Berghahn et al. 2012

**EFFEKTDATENSAMMLUNG**

Sammel-bezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpoint	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse	Testsystem	Reinheit (%)/ Salinität (‰)	Bemerkungen Salinität	Validität	Referenz
Insekten	<i>Cloeon dipterum</i> (Larve, large)	Mortalität	96	h	LC50	=	104.63	N	S	Analyt.		3	Becker 2011 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Cloeon dipterum</i> (Larve, large)	Immobilisierung	96	h	EC50	=	43.03	N	S	Analyt.		3	Becker 2011 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Cloeon dipterum</i> (Larve, small)	Mortalität	96	h	LC50	=	100	N	S	Analyt.		3	Becker 2011 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Cloeon dipterum</i> (Larve, small)	Immobilisierung	96	h	EC50	=	43.33	N	S	Analyt.		3	Becker 2011 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Culex quinuefascitus</i> (Stamm S-Lab, 4. Instar)	Mortalität	24	h	LC50	=	40	C	S	97.7	1 vol% Lösungsmittel	3	Liu et al. 2004b
Insekten	<i>Culex quinuefascitus</i> (Stamm HAMCq, 4. Instar)	Mortalität	24	h	LC50	=	200	C	S	97.7	1 vol% Lösungsmittel	3	Liu et al. 2004b
Insekten	<i>Culex quinuefascitus</i> (Stamm VBFmCq, 4. Instar)	Mortalität	24	h	LC50	=	300	C	S	97.7	1 vol% Lösungsmittel	3	Liu et al. 2004b
Insekten	<i>Culex quinuefascitus</i> (Stamm MAMCq, 4. Instar)	Mortalität	24	h	LC50	=	400	C	S	97.7	1 vol% Lösungsmittel	3	Liu et al. 2004b
Insekten	<i>Culex quinuefascitus</i> (4. Instar)	Mortalität	24	h	LC50	=	5	N	S	kA		3	Srinivasa et al. 2008 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Culex quinuefascitus</i> (4. Instar)	Mortalität	72	h	LC50	=	316	N	kA	kA		R3, C3	Bhan et al. 2014
Insekten	<i>Epeorus assimilis</i> (Larve, large)	Mortalität	96	h	LC50	=	52.33	N	S	Analyt.		3	Becker 2011 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Epeorus assimilis</i> (Larve, large)	Immobilität	96	h	EC50	=	1.07	N	S	Analyt.		3	Becker 2011 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Epeorus assimilis</i> (Larve, small)	Mortalität	96	h	LC50	=	20.89	N	S	Analyt.		3	Becker 2011 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Epeorus assimilis</i> (Larve, large)	Immobilität	96	h	LC50	=	5.06	N	S	Analyt.		3	Becker 2011 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Habrophlebia lauta</i> (Larve, large)	Mortalität	96	h	LC50	=	179.92	N	S	Analyt.		3	Becker 2011 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Habrophlebia lauta</i> (Larve, large)	Immobilität	96	h	EC50	=	34.65	N	S	Analyt.		3	Becker 2011 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Habrophlebia lauta</i> (Larve, small)	Mortalität	96	h	LC50	=	57.62	N	S	Analyt.		3	Becker 2011 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Habrophlebia lauta</i> (Larve, large)	Immobilität	96	h	EC50	=	31.18	N	S	Analyt.		3	Becker 2011 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Hydrpsyche pellucidula</i> (Larve)	Mortalität	96	h	LC50	=	44.93	N	S	Analyt.		3	Becker 2011 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Hydrpsyche pellucidula</i> (Larve)	Immobilität	96	h	EC50	=	23.07	N	S	Analyt.		3	Becker 2011 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Isonychia bicolor</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	18770000	C	S	Analyt.		4	Camp et al. 2016
Insekten	<i>Isonychia bicolor</i>	Immobilität	96	h	EC50	=	5880000	C	S	Analyt.		4	Camp et al. 2016
Insekten	<i>Leuctra sp.</i> (Larve)	Mortalität	96	h	LC50	=	247.09	N	S	Analyt.		3	Becker 2011 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Leuctra sp.</i> (Larve)	Immobilität	96	h	EC50	=	8.57	N	S	Analyt.		3	Becker 2011 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Simulium latigonum</i> (Larve)	Immobilisierung	96	h	EC50	=	3.73	C	S	analyt.	1 vol% Lösungsmittel; nur 10 Individ./TK	3	Beketov und Liess 2008
Insekten	<i>Simulium vittatum</i> (Larve)	Immobilisierung	48	h	EC50	=	6.75	A	S	98%	0.3 vol% Lösungsmittel und nicht in jeder TK gleich viel	3	Overmyer et al. 2005

**EFFEKTDATENSAMMLUNG**

Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpoint	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse	Testsystem	Reinheit (%) / Salinität (‰)	Bemerkungen Salinität	Validität	Referenz
Insekten	<i>Simulium vittatum</i> (Larve)	Immobilisierung	48	h	EC50	=	8.25	A	S	98%	0.3 vol% Lösungsmittel und nicht in jeder TK gleich viel	3	Overmyer et al. 2005
Insekten	<i>Simulium vittatum</i> (Larve)	Immobilisierung	48	h	EC50	=	9.54	A	S	98%	0.3 vol% Lösungsmittel und nicht in jeder TK gleich viel	3	Overmyer et al. 2005
Insekten	<i>Simulium vittatum</i> (Larve)	Immobilisierung	48	h	NOEC	=	2.2	A	S	98%	0.3 vol% Lösungsmittel und nicht in jeder TK gleich viel	3	Overmyer et al. 2005
Insekten	<i>Simulium vittatum</i> (Larve)		48	h	EC50	=	8.1				geometrischer Mittelwert aus der oben angegebenen Studie	3	Overmyer et al., 2005 zitiert in UBA 2014
Insekten	<i>Siphonoperla</i> sp. (Larve)	Mortalität	96	h	EC50	=	883.89	N	S	Analyt.		3	Becker 2011 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Siphonoperla</i> sp. (Larve)	Immobilität	96	h	EC50	=	8.63	N	S	Analyt.		3	Becker 2011 zitiert in RIVM 2014
Fische	<i>Acipenser transmontanus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	124000	C	S	kA		R3, C1	Frew et al. 2015
Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	241'000	C	S	99		3	Tisler et al. 2009
Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	281'370	C	S	98.3		3	Ding et al. 2004
Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität	96	h	LC10	=	201'000	C	S	99		3	Tisler et al. 2009
Fische	<i>Danio rerio</i> (Embryotest)	Koagulation der Eier	48	h	NOEC	≥	320'000	C	S	99		3	Tisler et al. 2009
Fische	<i>Danio rerio</i> (Embryotest)	Fehlende Somiten	48	h	NOEC	≥	320'000	C	S	99		3	Tisler et al. 2009
Fische	<i>Danio rerio</i> (Embryotest)	Fehlender Blutfluss	48	h	NOEC	≥	320'000	C	S	99		3	Tisler et al. 2009
Fische	<i>Danio rerio</i> (Embryotest)	Fehlender Herzschlag	48	h	NOEC	≥	320'000	C	S	99		3	Tisler et al. 2009
Fische	<i>Danio rerio</i> (Embryotest)	Fehlende Augenpigmentierung	48	h	NOEC	≥	320'000	C	S	99		3	Tisler et al. 2009
Fische	<i>Danio rerio</i> (Embryotest)	Fehlende Schwanzablösung	48	h	NOEC	≥	320'000	C	S	99		3	Tisler et al. 2009
Fische	<i>Danio rerio</i> (Embryotest)	Fehlende Körperpigmentierung	48	h	NOEC	≥	320'000	C	S	99		3	Tisler et al. 2009
Fische	<i>Danio rerio</i> (Embryotest)	Unvollständige Entwicklung der Ohren	48	h	NOEC	≥	320'000	C	S	99		3	Tisler et al. 2009
Fische	<i>Danio rerio</i> (Embryotest)	Unvollständige Entwicklung der Augen	48	h	NOEC	≥	320'000	C	S	99		3	Tisler et al. 2009
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	LC50	>	105'000	A	S	95	DO < 60%; nach GLP	3	Bowman und Bucksath 1990a, zitiert in US EPA 1992f
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	NOEC	=	68'000	A	S	95	DO < 60%; nach GLP	3	Bowman und Bucksath 1990a, zitiert in US EPA 1992f
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i> (juvenil)	„abnormales Verhalten“	96	h	NOEC	=	25'000	A	S	95	DO < 60%; Endpunkt unklar; nach GLP	3	Bowman und Bucksath 1990a, zitiert in US EPA 1992f
<b>Fische</b>	<b><i>Leuciscus idus melanotus</i></b>	<b>Mortalität</b>	<b>96</b>	<b>h</b>	<b>LC50</b>	<b>=</b>	<b>237'000</b>	<b>B</b>	<b>S</b>	<b>95.3</b>	<b>nach GLP</b>	<b>1</b>	<b>Grau 1987, zitiert in EC 2006b</b>
Fische	<i>Leuciscus idus melanotus</i>	Mortalität	96	h	NOEC	=	178'000	B	S	95.3	nach GLP	1	Grau 1987, zitiert in EC 2006b
<b>Fische</b>	<b><i>Oncorhynchus mykiss</i> (juvenil)</b>	<b>Mortalität</b>	<b>96</b>	<b>h</b>	<b>LC50</b>	<b>=</b>	<b>211'000</b>	<b>B</b>	<b>S</b>	<b>95.3</b>	<b>nach GLP</b>	<b>1</b>	<b>Grau 1988, zitiert in US EPA 1992g</b>
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	NOEC	=	158'000	B	S	95.3	nach GLP	1	Grau 1988, zitiert in US EPA 1992g

**EFFEKTDATENSAMMLUNG**

Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpoint	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse	Testsystem	Reinheit (%) / Salinität (‰)	Bemerkungen Salinität	Validität	Referenz
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (juvenil)	Schwimmverhalten	96	h	NOEC	=	51'200	B	S	95.3	nach GLP; Endpunkt unklar	1	Grau 1988, zitiert in US EPA 1992g
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	LC50	>	83'000	A	S	97.4	nach GLP	1	Bowman und Bucksath 1990b, zitiert in US EPA 1992h
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	NOEC	≥	83'000	A	S	97.4	nach GLP	1	Bowman und Bucksath 1990b, zitiert in US EPA 1992h
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (juvenil)	Mortalität oder "abnormales Verhalten"	96	h	NOEC	=	42'000	A	S	97.4	nach GLP; Endpunkt unklar	1	Bowman und Bucksath 1990b, zitiert in US EPA 1992h
Amphibien	<i>Rana limnocharis</i> (Kaulquappen)	Mortalität	96	h	LC50	=	82'000	C	R	95%		3	Feng et al. 2004
Amphibien	<i>Rana limnocharis</i> (Kaulquappen)	Mortalität	96	h	NOEC	=	16'700	C	R	95%		3	Feng et al. 2004
Amphibien	<i>Rana nigronaculata</i> (Kaulquappen)	Mortalität	96	h	LC50	=	129'000	C	R	95%		3	Feng et al. 2004
Amphibien	<i>Rana nigronaculata</i> (Kaulquappen)	Mortalität	96	h	NOEC	=	30'000	C	R	95%		3	Feng et al. 2004
<b>akute Daten marin</b>													
Bakterien	<i>Aliivibrio fischeri</i>	Lumineszenz	0.5	h	EC50	=	61'900	B	S	99/kA	kA	2	Tisler et al. 2009
Bakterien	<i>Aliivibrio fischeri</i>	Lumineszenz	0.25	h	EC50	=	101'000	C	S	kA/kA		2	Dell'Arciprete et al. 2009
							81450						
Bakterien	<i>Aliivibrio fischeri</i>	Lumineszenz	0.5	h	EC20	=	11'900	B	S	99/kA	kA	2	Tisler et al. 2009
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i> (< 24 h)	Mortalität	96	h	LC50	=	37.7	A	F	96.2/kA		2	Ward 1990b, zitiert in Anatra-Cordone und Durkin 2005; EC 2006b
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i> (< 24 h)	Mortalität	96	h	LC50	=	34.1	A	F	96.2/kA		2	Ward 1990b, zitiert in Anatra-Cordone und Durkin 2005; EC 2006b
							35.9				geom. Mittel		
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i> (< 24 h)	Mortalität	96	h	NOEC	=	13.3	A	F	96.2/kA		2	Ward 1990b, zitiert in Anatra-Cordone und Durkin 2005; CCME 2007; EC 2006b
Krebstiere	<i>Artemia parthenogenetica</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	1'170	C	S	analyt./40	kA	3	Zhang et al. 2012
Krebstiere	<i>Artemia</i> sp. (4. Nauplienstadium)	Immobilisierung	48	h	EC50	=	361'230	C	S	> 95/38	hyperosmotisches Milieu 0-300 mg/l	3	Song und Brown 1998
Krebstiere	<i>Artemia</i> sp. (4. Nauplienstadium)	Immobilisierung	72	h	EC50	>	300'000	C	S	> 95/9.5	isosmotisches Milieu 0-300 mg/l	3	Song und Brown 1998
Krebstiere	<i>Callinectes sapidu</i> (Larve)	Mortalität	24	h	LC50	=	10	N	S	99.5		3	Osterberg JS et al., 2012 zitiert in RIVM 2014
Krebstiere	<i>Callinectes sapidu</i> (Juvenil)	Mortalität	24	h	LC50	=	1112	N	S	99.5		3	Osterberg JS et al., 2012 zitiert in RIVM 2014
Krebstiere	<i>Palaemonetes pugio</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	LC50	=	308.8	D	R	99.5/20	20‰	3	Key et al. 2007
Krebstiere	<i>Palaemonetes pugio</i> (adult)	Mortalität	96	h	LC50	=	564	D	R	99.5/20	20‰	3	Key et al. 2007
Krebstiere	<i>Palaemonetes pugio</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	NOEC	=	100	D	R	99.5/20	20‰	3	Key et al. 2007

EFFEKTDATENSAMMLUNG													
Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpoint	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse	Testsystem	Reinheit (%) / Salinität (‰)	Bemerkungen Salinität	Validität	Referenz
Insekten	<i>Aedes taeniorhynchus</i> (1. Instar)	Immobilisierung	48	h	EC50	=	13	C	S	> 95/38	hyperosmotisches Milieu	3	Song und Brown 1998
Insekten	<i>Aedes taeniorhynchus</i> (1. Instar)	Immobilisierung	72	h	EC50	=	21	C	S	> 95/12.7	isosmotisches Milieu; Effektwert extrapoliert 0-300 mg/l	3	Song und Brown 1998
Insekten	<i>Culex quinquefasciatus</i> (4. Instar)	Mortalität	72	h	LC50	=	108	N	kA	kA		R3, C3	Bhan et al. 2014
Mollusken	<i>Crassostrea virginica</i>	Schalenwachstum	96	h	EC50	>	145'000	A	F	95.8/3	nach GLP	2	Wheat und Ward 1991, zitiert in US EPA 1992i
Mollusken	<i>Crassostrea virginica</i>	Schalenwachstum	96	h	NOEC	<	145'000	A	F	95.8/3	nach GLP	2	Wheat und Ward 1991, zitiert in US EPA 1992i
Mollusken	<i>Crassostrea virginica</i>	Schalenwachstum	96	h	EC50	>	23'300	A	F	95.8/3.5	Kontrollwachstum zu niedrig; nach GLP	3	Wheat und Ward 1991, zitiert in US EPA 1992i
Mollusken	<i>Crassostrea virginica</i>	Schalenwachstum	96	h	NOEC	≥	23'300	A	F	95.8/3.5	Kontrollwachstum zu niedrig; nach GLP	3	Wheat und Ward 1991, zitiert in US EPA 1992i
Mollusken	<i>Mytilus galloprovincialis</i> (weiblich)	Membranstabilität	96	h	EC50	=	1'800	C	R	techn./kA	kA	3	Dondero et al. 2010
Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	LC50	=	161'000	A	S	96.2/kA	DO < 60%	3	Ward 1990a, zitiert in Anatra-Cordone und Durkin 2005; EC 2006b
Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	NOEC	=	58'200	A	S	96.2/kA	DO < 60%	3	Ward 1990a, zitiert in Anatra-Cordone und Durkin 2005; CCME 2007; EC 2006b
chronische und subchronische Daten limnisch													
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Biomasse (Zellzahl)	120	d	NOEC	≥	119'000	A	S	95	nach GLP; Identität von Testsubstanz unklar	4	Gagliano und Bowers 1991, zitiert in US EPA 1992b
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstumsrate	72	h	NOEC	<	100'000	B	S	98.6	nach GLP	1	Dorgerloh 2000, zitiert in EC 2006b
Algen	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Biomasse (Zellzahl)	96	h	NOEC	≥	10'000	D	S	92.8	nach GLP; in EC 2006 akzeptiert	2	Heimbach 1989, zitiert in US EPA 1992c
Algen	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Wachstumsrate (Zellzahl)	96	h	NOEC	≥	10'000	D	S	92.8	nach GLP; in EC 2006 akzeptiert	2	Heimbach 1989, zitiert in US EPA 1992c
Algen	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Wachstumsrate (Zellzahl)	72	h	EC10	=	106'000	C	S	99		3	Tisler et al. 2009
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Länge	21	d	NOEC	=	1'800	A	R	95.4	nach GLP	1	Young und Blakemore 1990, zitiert in EC 2006b
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Länge	21	d	NOEC	=	4'000	C	R	> 80		3	Pavliaki et al. 2011
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Reproduktion	21	d	NOEC	=	1'250	B	R	> 99%		2	Jemec et al. 2007
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Reproduktion	21	d	NOEC	=	3'600	A	R	95.4	nach GLP	1	Young und Blakemore 1990, zitiert in EC 2006b
							2'121				geom. Mittel		
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Reproduktion	21	d	NOEC	=	2'000	C	R	> 80		3	Pavliaki et al. 2011
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Anzahl Daphnien pro Brut	21	d	NOEC	=	2'500	B	R	> 99%		2	Jemec et al. 2007
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Tage bis zur 1. Brut	21	d	NOEC	=	2'500	B	R	> 99%		2	Jemec et al. 2007
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Anzahl Bruten/Weibchen	21	d	NOEC	=	5'000	B	R	> 99%		2	Jemec et al. 2007



**EFFEKTDATENSAMMLUNG**

Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpoint	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse	Testsystem	Reinheit (%) / Salinität (‰)	Bemerkungen Salinität	Validität	Referenz
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Mortalität	21	d	NOEC	=	3'600	A	R	95.4	nach GLP	1	Young und Blakemore 1990, zitiert in EC 2006b
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Mortalität	21	d	NOEC	=	20'000	B	R	> 99%		2	Jemec et al. 2007
							8'485				geom. Mittel		
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Reproduktion	21	d	EC50	=	5'500	C	R	> 80		3	Pavlaki et al. 2011
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	21	d	LC10	=	32500	C	R	99.7	Geom. Mittel	R1, C1	Ierominaet al. 2014
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i> (versch. Altersstufen)	Schwimmverhalten	28	d	NOEC	=	64	D	S	98.4	nach GLP; in EC 2006 akzeptiert	2	Hendel 2001, zitiert in EC 2006b
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i> (versch. Altersstufen)	Mortalität	28	d	NOEC	=	128	D	S	98.4	nach GLP; in EC 2006 akzeptiert	2	Hendel 2001, zitiert in EC 2006b
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larve)	Emergenz	28	d	EC10	=	0.87	A	S	98.4	nach GLP; in EC 2006 akzeptiert	1	Dorgerloh und Sommer 2001a, zitiert in EC 2006b; EC 2011
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larve)	Emergenz	28	d	EC50	=	3.11	D	S	98.4	nach GLP; in EC 2006 akzeptiert	1	Dorgerloh und Sommer 2001a, zitiert in EC 2006b
Insekten	<i>Chironomus tentans</i> (Larve)	Trockengewicht	10	d	NOEC	=	0.67	A	R	95	in EC 2006 akzeptiert	2	Gagliano 1991, zitiert in Anatra-Cordone und Durkin 2005; US EPA 1992a
Insekten	<i>Chironomus tentans</i> (Larve)	Mortalität	10	d	NOEC	=	1.24	A	R	95	in EC 2006 akzeptiert	2	Gagliano 1991, zitiert in US EPA 1992a
Insekten	<i>Chironomus tentans</i> (Larve)	Mortalität	10	d	LC50	=	3.17	A	R	95	in EC 2006 akzeptiert	2	Gagliano 1991, zitiert in US EPA 1992a
Mollusken	<i>Marisa cornuarietis</i> (Embryotest)	Herzfrequenz	14	d	NOEC	=	10'000	C	R	99.9		3	Sawasdee und Köhler 2009
Mollusken	<i>Marisa cornuarietis</i> (Embryotest)	Mortalität	14	d	NOEC	≥	50'000	C	R	99.9		3	Sawasdee und Köhler 2009
Mollusken	<i>Marisa cornuarietis</i> (Embryotest)	Fehlbildungen	14	d	NOEC	≥	50'000	C	R	99.9		3	Sawasdee und Köhler 2009
Mollusken	<i>Marisa cornuarietis</i> (Embryotest)	Schlupfrate	14	d	NOEC	≥	50'000	C	R	99.9		3	Sawasdee und Köhler 2009
Mollusken	<i>Marisa cornuarietis</i> (Embryotest)	Gewicht nach dem Schlüpfen	14	d	NOEC	≥	50'000	C	R	99.9		3	Sawasdee und Köhler 2009
Mollusken	<i>Planorbella pilsbryi</i>	Mortalität	28	d	LC10	=	45,7	A	R	95.98		R2, C1	Prosser et al. 2016
Mollusken	<i>Planorbella pilsbryi</i>	Mortalität	28	d	LC20	=	171,7	A	R	95.98		R2, C1	Prosser et al. 2016
Mollusken	<i>Planorbella pilsbryi</i>	Mortalität	28	d	LC50	=	645,6	A	R	95.98		R2, C1	Prosser et al. 2016
<b>Mollusken</b>	<b><i>Planorbella pilsbryi</i></b>	<b>Wachstum</b>	<b>28</b>	<b>d</b>	<b>EC10</b>	<b>=</b>	<b>15.4</b>	<b>A</b>	<b>R</b>	<b>95.98</b>		<b>R2, C1</b>	<b>Prosser et al. 2016</b>
Mollusken	<i>Planorbella pilsbryi</i>	Wachstum	28	d	EC25	=	25,5	A	R	95.98		R2, C1	Prosser et al. 2016
Mollusken	<i>Planorbella pilsbryi</i>	Wachstum	28	d	EC0	=	42	A	R	95.98		R2, C1	Prosser et al. 2016
Mollusken	<i>Planorbella pilsbryi</i>	Biomasse	28	d	EC10	=	17,4	A	R	95.98		R2, C1	Prosser et al. 2016
Mollusken	<i>Planorbella pilsbryi</i>	Biomasse	28	d	EC25	=	26,2	A	R	95.98		R2, C1	Prosser et al. 2016
Mollusken	<i>Planorbella pilsbryi</i>	Biomasse	28	d	EC50	=	39,4	A	R	95.98		R2, C1	Prosser et al. 2016

**EFFEKTDATENSAMMLUNG**

Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpoint	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse	Testsystem	Reinheit (%) / Salinität (‰)	Bemerkungen Salinität	Validität	Referenz
Fische	<i>Danio rerio</i> (verlängerter Embryotest)	Physiologie	7	d	NOEC	≥	50'000	C	R	kA	subchronisch	3	Scheil und Köhler 2008
Fische	<i>Danio rerio</i> (verlängerter Embryotest)	Morphologie	7	d	NOEC	≥	50'000	C	R	kA	subchronisch	3	Scheil und Köhler 2008
Fische	<i>Danio rerio</i> (verlängerter Embryotest)	Mortalität	7	d	NOEC	≥	50'000	C	R	kA	subchronisch	3	Scheil und Köhler 2008
Fische	<i>Danio rerio</i> (verlängerter Embryotest)	Entwicklung	4	d	NOEC	≥	50'000	N	R	kA		3	Scheil und Köhler 2009
Fische	<i>Danio rerio</i> (verlängerter Embryotest)	Entwicklung	4	d	NOEC	≥	30'000	N	R	kA		3	Scheil und Köhler 2009
Fische	<i>Danio rerio</i> (verlängerter Embryotest)	Entwicklung	3	d	NOEC	≥	25'000	N	R	kA		3	Scheil und Köhler 2009
Fische	<i>Danio rerio</i> (verlängerter Embryotest)	Entwicklung	4	d	NOEC	≥	50'000	N	R	kA		3	Scheil und Köhler 2009
Fische	<i>Danio rerio</i> (verlängerter Embryotest)	Entwicklung	2	d	NOEC	≥	32'000	C	S	99		3	Tišler T et al., 2009
<b>Fische</b>	<b><i>Oncorhynchus mykiss</i> (Early Life Stage Test)</b>	<b>Länge</b>	<b>98</b>	<b>d</b>	<b>NOEC</b>	<b>=</b>	<b>1'200</b>	<b>A</b>	<b>F</b>	<b>95%</b>		<b>2</b>	<b>Cohle und Bucksath 1991, zitiert in Anatra-Cordone und Durkin 2005; US EPA 1992k</b>
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Early Life Stage Test)	Länge	91	d	NOEC	≥	26'900	A	F	98.2	nach GLP	1	Gries 2002, zitiert in EC 2006b
<b>Fische</b>	<b><i>Oncorhynchus mykiss</i> (Early Life Stage Test)</b>	<b>Zeit bis zum Schlüpfen</b>	<b>91</b>	<b>d</b>	<b>NOEC</b>	<b>=</b>	<b>9'020</b>	<b>A</b>	<b>F</b>	<b>98.2</b>	<b>nach GLP</b>	<b>1</b>	<b>Gries 2002, zitiert in EC 2006b</b>
<b>Fische</b>	<b><i>Oncorhynchus mykiss</i> (Early Life Stage Test)</b>	<b>Zeit bis zum "Swim-up"</b>	<b>91</b>	<b>d</b>	<b>NOEC</b>	<b>=</b>	<b>9'020</b>	<b>A</b>	<b>F</b>	<b>98.2</b>	<b>nach GLP</b>	<b>1</b>	<b>Gries 2002, zitiert in EC 2006b</b>
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Early Life Stage Test)	Schlupfrate	91	d	NOEC	≥	26'900	A	F	98.2	nach GLP	1	Gries 2002, zitiert in EC 2006b
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Early Life Stage Test)	Fehlbildungen	91	d	NOEC	≥	26'900	A	F	98.2	nach GLP	1	Gries 2002, zitiert in EC 2006b
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Early Life Stage Test)	Larvenmortalität	91	d	NOEC	≥	26'900	A	F	98.2	nach GLP	1	Gries 2002, zitiert in EC 2006b
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Early Life Stage Test)	Verhaltensänderungen	91	d	NOEC	≥	26'900	A	F	98.2	nach GLP	1	Gries 2002, zitiert in EC 2006b
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Early Life Stage Test)	Mortalität nach dem Schlüpfen	91	d	NOEC	≥	26'900	A	F	98.2	nach GLP	1	Gries 2002, zitiert in EC 2006b
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Early Life Stage Test)	Fehlbildungen am Testende	91	d	NOEC	≥	26'900	A	F	98.2	nach GLP	1	Gries 2002, zitiert in EC 2006b
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Early Life Stage Test)	Gewicht	91	d	NOEC	≥	26'900	A	F	98.2	nach GLP	1	Gries 2002, zitiert in EC 2006b
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Wachstum	21	d	NOEC	=	28500	Y	R	kA		3	PSD 1993 zitiert in RIVM 2014
Amphibien	<i>Rana nigronaculata</i> (Kaulquappen)	Mikronukleustest	7	d	NOEC	=	2'000	C	R	95%		3	Feng et al. 2004
Amphibien	<i>Rana nigronaculata</i> (Kaulquappen)	DNA-Schädigung (Comet Assay)	7	d	NOEC	<	50	C	R	95%		3	Feng et al. 2004
<b>chronische und subchronische Daten marin</b>													
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i> (< 24h)	Reproduktion	28	d	NOEC	=	0.56	A	F	96.2/kA	in EC 2006 nicht akzeptiert	3	Ward 1991, zitiert in Anatra-Cordone und Durkin 2005; EC 2006b
rebstiere	<i>Americamysis bahia</i> (< 24h)	Reproduktion	28	d	NOEC	≥	0.643	C	F	96.2/kA	in EC 2006 nicht akzeptiert	3	Ward 1991, zitiert in Anatra-Cordone und Durkin 2005; EC 2006b

EFFEKTDATENSAMMLUNG													
Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpoint	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse	Testsystem	Reinheit (%) / Salinität (‰)	Bemerkungen Salinität	Validität	Referenz
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i> (< 24h)	Länge	28	d	NOEC	=	0.163	C	F	96.2/kA	in EC 2006 nicht akzeptiert	3	Ward 1991, zitiert in Anatra-Cordone und Durkin 2005; EC 2006b
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i> (< 24h)	Länge	28	d	NOEC	=	2.85	A	F	96.2/kA	in EC 2006 nicht akzeptiert	3	Ward 1991, zitiert in Anatra-Cordone und Durkin 2005; EC 2006b
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i> (< 24h)	Trockengewicht	28	d	NOEC	=	0.163	C	F	96.2/kA	in EC 2006 nicht akzeptiert	3	Ward 1991, zitiert in Anatra-Cordone und Durkin 2005; EC 2006b
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i> (< 24h)	Trockengewicht	28	d	NOEC	=	2.85	A	F	96.2/kA	in EC 2006 nicht akzeptiert	3	Ward 1991, zitiert in Anatra-Cordone und Durkin 2005; EC 2006b
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i> (< 24h)	Mortalität	28	d	NOEC	=	0.326	C	F	96.2/kA	in EC 2006 nicht akzeptiert	3	Ward 1991, zitiert in Anatra-Cordone und Durkin 2005; EC 2006b
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i> (< 24h)	Mortalität	28	d	NOEC	=	5.08	A	F	96.2/kA	in EC 2006 nicht akzeptiert	3	Ward 1991, zitiert in Anatra-Cordone und Durkin 2005; EC 2006b
Krebstiere	<i>Callinectes sapidus</i>	Zeitspanne bis zur Metamorphose			NOEC	>	3.8	N	S	99.5		3	Osterberg JS et al., 2012 zitiert in RIVM 2014
Fische	<i>Menidia beryllina</i> (Larve)	Wachstum	7	d	NOEC	=	17'400	D	kA	kA/kA	subchronisch	4	CCME 2007
Fische	<i>Menidia beryllina</i> (Larve)	Mortalität	7	d	NOEC	=	62'000	D	kA	kA/kA	subchronisch	4	CCME 2007
Fische	<i>Menidia beryllina</i> (Larve)	Wachstum	7	d	EC50	=	72'300	D	kA	kA/kA	subchronisch	4	CCME 2007
Fische	<i>Menidia beryllina</i> (Larve)	Mortalität	7	d	LC50	=	77'500	D	kA	kA/kA	subchronisch	4	CCME 2007
Mollusken	<i>Crassostrea virginica</i>	Schalenwachstum	96	h	NOEC	>	23300	Y	F	96.2		3	Ward & Wheat 1991 zitiert in EC 2006b
Mollusken	<i>Crassostrea virginica</i>	Schalenwachstum	96	h	NOEC	>	145000	Y	F	95.8		3	Ward & Wheat 1991 zitiert in EC 2006b
Mollusken	<i>Lymnaea stagnalis</i>	Reproduktion (Anzahl gelegter Eier)	10	d	NOEC	≥	100	Y	S	99.9		C2 R1	Tufi et al 2015
Mollusken	<i>Lymnaea stagnalis</i>	Verhältnis Chloin / Acetylcholin	10	d	NOEC	=	0.1	Y	S	99.9		C2 R3	Tufi et al 2015
Mikrokosmosstudien													
akute Daten													
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Zunahme der Drift	48	h	NOEC	<	30	C	S	analyt.	1 vol% Lösungsmittel	3	Beketov und Liess 2008
Insekten	<i>Baetis rhodani</i> (Larve)	Zunahme der Drift	48	h	NOEC	<	0.97	C	S	analyt.	1 vol% Lösungsmittel	3	Beketov und Liess 2008
chronische und subchronische Daten													
Insekten	Baetidae (Larven)	Abundanz	5	m	NOEC	=	6	C	R	95.8	4 Applikationen von Imidacloprid in 14-Tage Intervallen; Effektwert basiert auf nominaler TK	3	Moring et al. 1992, zitiert in Anatra-Cordone und Durkin 2005; EC 2006b
Insekten	Caenidae (Larven)	Abundanz	5	m	NOEC	=	6	C	R	95.8	4 Applikationen von Imidacloprid in 14-Tage Intervallen; Effektwert basiert auf nominaler TK	3	Moring et al. 1992, zitiert in Anatra-Cordone und Durkin 2005; EC 2006b
Mesokosmosstudien													

EFFEKTDATENSAMMLUNG													
Sammel- bezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpoint	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse	Testsystem	Reinheit (%)/ Salinität (‰)	Bemerkungen Salinität	Validität	Referenz
<b>akute Daten</b>													
Insekten	<i>Gammarus roeseli</i> (Larve, < 3.8 mm)	Zunahme der Drift	12	h	NOEC	<	12	B	F	99.9		2	Berghahn <i>et al.</i> 2012
Insekten	<i>Gammarus roeseli</i> (Larve, > 3.8 mm)	Zunahme der Drift	12	h	NOEC	≥	12	B	F	99.9		2	Berghahn <i>et al.</i> 2012
Insekten	<i>Baetis</i> sp. (Larve)	Zunahme der Drift	12	h	NOEC	<	12	B	F	99.9		2	Berghahn <i>et al.</i> 2012
Insekten	<i>Corynoneuras</i> sp. (Larve)	Zunahme der Drift	12	h	NOEC	<	12	B	F	99.9		2	Berghahn <i>et al.</i> 2012
Insekten	<i>Orthoclaadiinae</i> (Larve)	Zunahme der Drift	12	h	NOEC	<	12	B	F	99.9		2	Berghahn <i>et al.</i> 2012
Insekten	<i>Tanytopodiinae</i> (Larve)	Zunahme der Drift	12	h	NOEC	≥	12	B	F	99.9		2	Berghahn <i>et al.</i> 2012
<b>chronische und subchronische Daten</b>													
Krebstiere	<i>Gammarus</i> sp.	Abundanz	70	d	NOEC <sup>o</sup>	≥	0.85	B	F	kA		3	Mohr <i>et al.</i> 2012
Insekten	<i>Orthoclaadiinae</i> ( <i>Chironomidae</i> ; Larven)	Emergenz	70	d	NOEC <sup>o</sup>	≥	0.85	B	F	kA		3	Mohr <i>et al.</i> 2012
Insekten	<i>Tanytarsini</i> ( <i>Chironomidae</i> ; Larven)	Emergenz	70	d	NOEC <sup>o</sup>	≥	0.85	B	F	kA		3	Mohr <i>et al.</i> 2012
Insekten	<i>Tanytopodiinae</i> ( <i>Chironomidae</i> ; Larven)	Emergenz	70	d	NOEC <sup>o</sup>	<	0.85	B	F	kA		3	Mohr <i>et al.</i> 2012
Insekten	Diptera (Larve)	Abundanz	70	d	NOEC <sup>o</sup>	≥	0.85	B	F	kA		3	Mohr <i>et al.</i> 2012
Insekten	Ephemeroptera (Larve)	Abundanz	70	d	NOEC <sup>o</sup>	≥	0.85	B	F	kA		3	Mohr <i>et al.</i> 2012
Insekten	<i>Neureclipsis</i> sp. (Larve)	Anzahl Netze	70	d	NOEC <sup>o</sup>	<	0.85	B	F	kA		3	Mohr <i>et al.</i> 2012
Insekten	<i>Tanytopodiinae</i> ( <i>Chironomidae</i> ; Larve)	Abundanz	70	d	NOEC <sup>o</sup>	<	0.85	B	F	kA		3	Mohr <i>et al.</i> 2012
Insekten	Trichoptera (Larve)	Abundanz	70	d	NOEC <sup>o</sup>	≥	0.85	B	F	kA		3	Mohr <i>et al.</i> 2012
Makroinvertebraten	div.	Anzahl Taxa	70	d	NOEC <sup>o</sup>	≥	0.85	B	F	kA		3	Mohr <i>et al.</i> 2012
<b>Tests mit Formulierungen (in µg a.i./L)</b>													
<b>akute Daten limnisch</b>													
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstum	96	h	EC50	=	32'800	A	S	Form.	NTN 33893 2F (21.6% a.i.)	4	Bowers 1996, zitiert in in Anatra-Cordone und Durkin 2005
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Biomasse (Optische Dichte)	72	h	EC50	>	1'000'000	C	S	Form.	Confidor	3	Kungolos <i>et al.</i> 2009
Algen	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Wachstumsrate (Zellzahl)	72	h	EC50	=	116'000	C	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	3	Tisler <i>et al.</i> 2009
Krebstiere	<i>Asellus aquaticus</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	8'500	D	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	3	Lukancic <i>et al.</i> 2010
Krebstiere	<i>Asellus aquaticus</i>	Atmungsaktivität	1	h	NOEC	><	100; 1'000	D	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Lukancic <i>et al.</i> 2010
Krebstiere	<i>Asellus aquaticus</i>	Elektronentransportsystem- aktivität	1	h	NOEC	><	1'000; 10'000	D	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Lukancic <i>et al.</i> 2010

**EFFEKTDATENSAMMLUNG**

Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpoint	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse	Testsystem	Reinheit (%) / Salinität (‰)	Bemerkungen Salinität	Validität	Referenz
Krebstiere	<i>Asselus aquaticus</i>	Immobilisierung (field collected)	96	h	EC50	=	119	C	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Roessink et al., 2013 zitiert in RIVM 2014
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i> (< 24 h)	Mortalität	48	h	LC50	=	2.07	A	S	Form.	Admire Pro (42.8% a.i.)	2	Chen et al. 2010
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i> (< 24 h)	Immobilisierung	48	h	EC50	=	572	C	R	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	3	Hayasaka et al. 2012b
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia reticulata</i> (< 24 h)	Immobilisierung	48	h	EC50	=	5'553	C	R	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	3	Hayasaka et al. 2012b
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Immobilisierung	48	h	EC50	=	30'000	C	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	3	Tisler et al. 2009
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Immobilisierung	48	h	EC50	=	43'265	C	R	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	3	Hayasaka et al. 2012b
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Immobilisierung	48	h	EC50	=	97'000	C	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	3	Pestana et al. 2010
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Immobilisierung	48	h	EC50	=	64'600	C	S	Form.	Confidor	3	Kungolos et al. 2009
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Immobilisierung	48	h	EC10	=	12'000	C	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	3	Tisler et al. 2009
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (4 d)	Fressrate	24	h	NOEC	<	1'900	C	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Pestana et al. 2010
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (4 d)	Atmungsaktivität	24	h	NOEC	<	1'900	C	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Pestana et al. 2010
Krebstiere	<i>Daphnia pulex</i> (< 24 h)	Immobilisierung	48	h	EC50	=	36'872	C	R	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	3	Hayasaka et al. 2012b
Krebstiere	<i>Daphnia pulex</i> (field collected)	Immobilisierung	96	h	EC50	=	18.3	C	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	3	Roessink I. et al., 2013 zitiert in RIVM 2014
Krebstiere	<i>Daphnia pulex</i> (field collected)	Immobilisierung	96	h	EC10	=	3.63	C	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	3	Roessink I. et al., 2013 zitiert in RIVM 2014
Krebstiere	<i>Daphnia pulex</i> (field collected)	Mortalität	96	h	LC50	=	263	C	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	3	Roessink I. et al., 2013 zitiert in RIVM 2014
Krebstiere	<i>Daphnia pulex</i> (field collected)	Mortalität	96	h	LC10	=	18.3	C	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	3	Roessink I. et al., 2013 zitiert in RIVM 2014
Krebstiere	<i>Gammarus fossarum</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	800	D	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	3	Lukancic et al. 2010
Krebstiere	<i>Gammarus fossarum</i>	Atmungsaktivität	1	h	NOEC	≥	10'000	D	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Lukancic et al. 2010
Krebstiere	<i>Gammarus fossarum</i>	Elektronentransportsystemaktivität	1	h	NOEC	><	100; 10'000	D	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Lukancic et al. 2010
Krebstiere	<i>Gammarus fossarum</i>	Atmungsaktivität	1	h	NOEC	≥	10	C	S	Form.	Confidor	3	Lukančić S. et al. 2010 zitiert in RIVM 2014
Krebstiere	<i>Gammarus fossarum</i>	Immobilität	24	h	EC50	=	70	C	S	Form.	Confidor	3	Lukančić S. et al. 2010 zitiert in RIVM 2014
Krebstiere	<i>Gammarus fossarum</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	800	C	S	Form.	Confidor	3	Lukančić S. et al. 2010 zitiert in RIVM 2014
Krebstiere	<i>Hyalella azteca</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	LC50	=	17.44	A	R	Form.	Admire <sup>d</sup>	3	Stoughton et al. 2008
Krebstiere	<i>Hyalella azteca</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	NOEC	=	48.75	A	R	Form.	Admire <sup>d</sup>	3	Stoughton et al. 2008
Krebstiere	<i>Moina macrocopa</i> (< 24 h)	Immobilisierung	48	h	EC50	=	45'271	C	R	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	3	Hayasaka et al. 2012b
Ringelwürmer	<i>Lumbriculus variegatus</i> (juvenil)	Immobilisierung	96	h	EC50	=	6.2	C	S	Form.	Admire <sup>d</sup>	3	Alexander 2002

**EFFEKTDATENSAMMLUNG**

Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpoint	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse	Testsystem	Reinheit (%) / Salinität (‰)	Bemerkungen Salinität	Validität	Referenz
Ringelwürmer	<i>Lumbriculus variegatus</i> (juvenil)	Immobilisierung	24	h	EC50	>	10	C	S	Form.	Admire <sup>d</sup>	3	Alexander 2002
Ringelwürmer	<i>Lumbriculus variegatus</i> (juvenil)	Fressverhalten (Ausscheidungen)	72	h	NOEC	=	0.5	C	S	Form.	Admire <sup>d</sup>	3	Alexander 2002
Insekten	<i>Caenis horaria</i>	Immobilisierung (field collected)	96	h	EC50	=	1.77	C	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Roessink et al., 2013 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Chaoborus obscuripes</i>	Immobilisierung (field collected)	96	h	EC50	=	284	C	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Roessink et al., 2013 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Chironomus dilutus</i> (Larve)	Immobilisierung	96	h	EC50	=	2.65	A	S	Form.	Admire 240F <sup>d</sup>	2	LeBlanc et al. 2012
Insekten	<i>Chironomus dilutus</i> (Larve)	Immobilisierung	96	h	NOEC	=	1.39	A	S	Form.	Admire 240F <sup>d</sup>	2	LeBlanc et al. 2012
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larve)	Immobilisierung	96	h	EC50	=	13	C	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	3	Pestana et al. 2009b
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larve)	Mortalität	48	h	LC50	=	19.9	C	R	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	3	Azevedo-Pereira et al. 2011b
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larve)	Bewegung	96	h	NOEC	=	0.3	C	R	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	3	Azevedo-Pereira et al. 2011a
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larve)	Acetylcholinesteraseaktivität	96	h	NOEC	=	0.55	C	R	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	3	Azevedo-Pereira et al. 2011a
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larve)	Atmungsaktivität	24	h	NOEC	=	1.2	C	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Pestana et al. 2009b
Insekten	<i>Chironomus tentans</i> (Larve)	Mortalität	96	h	LC50	=	5.4	A	R	Form.	Admire <sup>d</sup>	3	Stoughton et al. 2008
Insekten	<i>Chironomus tentans</i> (Larve)	Mortalität	96	h	NOEC	=	5.11	A	R	Form.	Admire <sup>d</sup>	3	Stoughton et al. 2008
Insekten	<i>Cloeon dipterum</i> (Larve, small)	Immobilisierung (field collected)	96	h	EC50	=	1	C	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Roessink et al., 2013 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Epeorus longimanus</i> (Larve)	Mortalität	96	h	LC50	=	0.65	C	S	Form.	Admire <sup>d</sup>	3	Alexander 2002
Insekten	<i>Epeorus longimanus</i> (Larve)	Mortalität	24	h	LC50	=	2.1	C	S	Form.	Admire <sup>d</sup>	3	Alexander 2002
Insekten	<i>Limnophilidae</i>	Immobilisierung (field collected)	96	h	EC50	=	1.79	C	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Roessink et al., 2013 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Micronecta</i>	Immobilisierung (field collected)	96	h	EC50	=	10.8	C	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	3	Roessink et al., 2013 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Notonecta spp.</i>	Immobilisierung (field collected)	96	h	EC50	=	18.2	C	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Roessink et al., 2013 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Plea minutissima</i>	Immobilisierung (field collected)	96	h	EC50	=	35.9	C	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Roessink et al., 2013 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Sericostoma vittatum</i> (Larve)	Atmungsaktivität	24	h	NOEC	=	3.9	C	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Pestana et al. 2009b
Insekten	<i>Sialis lutaria</i>	Immobilisierung (field collected)	96	h	EC50	=	50.6	C	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Roessink et al., 2013 zitiert in RIVM 2014
Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	214'000	C	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	3	Tisler et al. 2009
Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität	96	h	LC10	=	194'000	C	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	3	Tisler et al. 2009
<b>akute Daten marin</b>													
Bakterien	<i>Aliivibrio fischeri</i>	Lumineszenz	0.5	h	EC50	=	56'000	B	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Tisler et al. 2009

EFFEKTDATENSAMMLUNG													
Sammel- bezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpoint	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse	Testsystem	Reinheit (%)/ Salinität (‰)	Bemerkungen Salinität	Validität	Referenz
Bakterien	<i>Allivibrio fischeri</i>	Lumineszenz	0.5	h	EC50	=	226'000	C	S	Form.	Confidor 2%	2	Kungolos <i>et al.</i> 2009
Bakterien	<i>Allivibrio fischeri</i>	Lumineszenz	0.5	h	EC20	=	11'200	B	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Tisler <i>et al.</i> 2009
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	36	D	kA	Form.	Admire <sup>d</sup>	4	Lintott 1992, zitiert in CCME 2007
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	Mortalität	96	h	NOEC	=	21	D	kA	Form.	Admire <sup>d</sup>	4	Lintott 1992, zitiert in CCME 2007
Mollusken	<i>Katylsia opima</i>	Glykogengehalt	96	h	NOEC	=	38'500	C	S	Form.	kA über Formulierung	3	Suvaré <i>et al.</i> 2010
chronische und subchronische Daten limnisch													
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	kA	96	h	NOEC	=	24'900	A	S	Form.	NTN 33893 2F (21.6% a.i.)	4	Bowers 1996, zitiert in in Anatra-Cordone und Durkin 2005
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	kA	96	h	NOEC	=	6'690	A	S	Form.	NTN 33893 2F (21.6% a.i.)	4	Hall 1996, zitiert in in Anatra-Cordone und Durkin 2005
Algen	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Wachstumsrate (Zellzahl)	72	h	EC10	=	5'600	B	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Tisler <i>et al.</i> 2009
Krebstiere	<i>Asseles aquaticus</i>	Immobilität (field collected)	28	d	EC10	=	1.35	A	R	Form.	SL Produkt 200 g/L	3	Roessink <i>et al.</i> , 2013 zitiert in RIVM 2014
Krebstiere	<i>Asseles aquaticus</i>	Mortalität (field collected)	28	d	LC10	=	1.71	A	R	Form.	SL Produkt 200 g/L	3	Roessink <i>et al.</i> , 2013 zitiert in RIVM 2014
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i> (< 24 h)	Mortalität	8	d	NOEC	<	0.3	A	S	Form.	Admire Pro (42.8% a.i.)	2	Chen <i>et al.</i> 2010
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i> (< 24 h)	Wachstumsrate	8	d	NOEC	<	0.3	A	S	Form.	Admire Pro (42.8% a.i.)	2	Chen <i>et al.</i> 2010
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i> (< 24 h)	Reproduktion	8	d	NOEC	≥	0.3	A	S	Form.	Admire Pro (42.8% a.i.)	2	Chen <i>et al.</i> 2010
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Länge nach 21 Tagen	21	d	NOEC	<	1'900	A	R	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Pestana <i>et al.</i> 2010
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Länge bei 1. Brut	21	d	NOEC	=	1'900	A	R	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Pestana <i>et al.</i> 2010
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Reproduktion	21	d	NOEC	<	1'900	A	R	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Pestana <i>et al.</i> 2010
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Reproduktion	21	d	NOEC	=	2'500	B	R	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Jemec <i>et al.</i> 2007
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Alter bei 1. Brut	21	d	NOEC	<	1'900	A	R	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Pestana <i>et al.</i> 2010
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Alter bei 1. Brut	21	d	NOEC	=	2'500	B	R	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Jemec <i>et al.</i> 2007
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Anzahl Daphnien pro Brut	21	d	NOEC	=	2'500	B	R	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Jemec <i>et al.</i> 2007
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Anzahl Bruten/Weibchen	21	d	NOEC	=	1'900	A	R	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Pestana <i>et al.</i> 2010
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Anzahl Bruten/Weibchen	21	d	NOEC	=	5'000	B	R	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Jemec <i>et al.</i> 2007
							3'082				geom. Mittel		
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Mortalität	21	d	NOEC	=	3'700	A	R	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Pestana <i>et al.</i> 2010
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Mortalität	21	d	NOEC	=	5'000	B	R	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Jemec <i>et al.</i> 2007

**EFFEKTDATENSAMMLUNG**

Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpoint	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse	Testsystem	Reinheit (%) / Salinität (‰)	Bemerkungen Salinität	Validität	Referenz
							4*301				geom. Mittel		
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Immobilität (field collected)	28	d	EC10	=	2.95	A	R	Form.	SL Produkt 200 g/L	2	Roessink et al., 2013 zitiert in RIVM 2014
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Mortalität (field collected)	28	d	LC10	=	5.77	A	R	Form.	SL Produkt 200 g/L	2	Roessink et al., 2013 zitiert in RIVM 2014
Krebstiere	<i>Hyalella azteca</i> (juvenil)	Mortalität	28	d	NOEC	=	3.44	A	R	Form.	Admire <sup>d</sup>	3	Stoughton et al. 2008
Krebstiere	<i>Hyalella azteca</i> (juvenil)	Trockengewicht	28	d	NOEC	≥	11.46	A	R	Form.	Admire <sup>d</sup>	3	Stoughton et al. 2008
Krebstiere	<i>Hyalella azteca</i> (juvenil)	Mortalität	28	d	LC50	=	7.08	A	R	Form.	Admire <sup>d</sup>	3	Stoughton et al. 2008
Krebstiere	<i>Hyalella azteca</i> (juvenil)	Mortalität	10	d	NOEC	=	3.53	A	R	Form.	Admire <sup>d</sup>	3	Stoughton et al. 2008
Krebstiere	<i>Hyalella azteca</i> (juvenil)	Trockengewicht	10	d	NOEC	≥	11.95	A	R	Form.	Admire <sup>d</sup>	3	Stoughton et al. 2008
Krebstiere	<i>Hyalella azteca</i> (juvenil)	Mortalität	10	d	LC50	=	7.01	A	R	Form.	Admire <sup>d</sup>	3	Stoughton et al. 2008
Krebstiere	<i>Hyalella azteca</i> (juvenil)	Trockengewicht	10	d	EC50	=	10	A	R	Form.	Admire <sup>d</sup>	3	Stoughton et al. 2008
Insekten	<i>Caenis horaria</i>	Immobilität (field collected)	28	d	EC10	=	0.024	A	R	Form.	SL Produkt 200 g/L	2	Roessink et al., 2013 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Caenis horaria</i>	Mortalität (field collected)	28	d	LC10	=	0.235	A	R	Form.	SL Produkt 200 g/L	2	Roessink et al., 2013 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larve)	Emergenz	28	d	EC10	=	13.2	D	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup> ; nach GLP; in EC 2006 akzeptiert	2	Dorgerloh und Sommer 2001b, zitiert in EC 2006b
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larve)	Emergenz	28	d	EC50	=	18.5	D	S	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup> ; nach GLP; in EC 2006 akzeptiert	2	Dorgerloh und Sommer 2001b, zitiert in EC 2006b
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larve)	Länge	10	d	NOEC	=	0.4	C	R	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup> ; TK bis zu 60% kleiner nach 48 h	3	Pestana et al. 2009b
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larve)	Emergenz	10	d	NOEC	=	0.4	C	R	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup> ; TK bis zu 60% kleiner nach 48 h	3	Pestana et al. 2009b
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larve)	Mortalität	10	d	NOEC	=	1.2	C	R	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup> ; TK bis zu 60% kleiner nach 48 h	3	Pestana et al. 2009b
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larve)	Länge	10	d	EC50	=	0.74	C	R	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	3	Azevedo-Pereira et al. 2011b
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larve)	Bewegung	10	d	EC50	=	0.74	C	R	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	3	Azevedo-Pereira et al. 2011b
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larve)	Zeit bis zur Emergenz	6	d	NOEC	<	0.4	C	R	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup> ; TK bis zu 60% kleiner nach 48 h	3	Pestana et al. 2009b
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larve)	Eingraben	6	d	NOEC	=	1.2	C	R	Form.	Confidor 200 SL <sup>c</sup> ; TK bis zu 60% kleiner nach 48 h	3	Pestana et al. 2009b
Insekten	<i>Chironomus tentans</i> (Larve)	Mortalität	28	d	NOEC	=	1.14	A	R	Form.	Admire <sup>d</sup>	3	Stoughton et al. 2008
Insekten	<i>Chironomus tentans</i> (Larve)	Trockengewicht	28	d	NOEC	=	1.14	A	R	Form.	Admire <sup>d</sup>	3	Stoughton et al. 2008
Insekten	<i>Chironomus tentans</i> (Larve)	Emergenz	28	d	EC50	=	0.91	A	R	Form.	Admire <sup>d</sup>	3	Stoughton et al. 2008
Insekten	<i>Chironomus tentans</i> (Larve)	Trockengewicht	28	d	EC50	=	3.14	A	R	Form.	Admire <sup>d</sup>	3	Stoughton et al. 2008
Insekten	<i>Chironomus tentans</i> (Larve)	Trockengewicht	10	d	NOEC	=	3.14	A	R	Form.	Admire <sup>d</sup>	3	Stoughton et al. 2008



EFFEKTDATENSAMMLUNG													
Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpoint	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse	Testsystem	Reinheit (%) / Salinität (‰)	Bemerkungen Salinität	Validität	Referenz
Insekten	<i>Chironomus tentans</i> (Larve)	Mortalität	10	d	NOEC	≥	3.57	A	R	Form.	Admire <sup>d</sup>	3	Stoughton <i>et al.</i> 2008
Insekten	<i>Cleon dipterum</i>	Immobilität (field collected)	28	d	EC10	=	0.033	A	R	Form.	SL Produkt 200 g/L	2	Roessink <i>et al.</i> , 2013 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Cleon dipterum</i>	Mortalität (field collected)	28	d	LC10	=	0.041	A	R	Form.	SL Produkt 200 g/L	2	Roessink <i>et al.</i> , 2013 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Sialis lutaria</i>	Immobilität (field collected)	28	d	EC10	=	1.28	A	R	Form.	SL Produkt 200 g/L	2	Roessink <i>et al.</i> , 2013 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Sialis lutaria</i>	Mortalität (field collected)	28	d	LC10	=	25.1	A	R	Form.	SL Produkt 200 g/L	2	Roessink <i>et al.</i> , 2013 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Chaoborus obscuripee</i>	Mortalität (field collected)	28	d	LC10	=	1.99	A	R	Form.	SL Produkt 200 g/L	2	Roessink <i>et al.</i> , 2013 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Chaoborus obscuripee</i>	Immobilität (field collected)	28	d	EC10	=	4.57	A	R	Form.	SL Produkt 200 g/L	2	Roessink <i>et al.</i> , 2013 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Plea miutissima</i>	Immobilität (field collected)	28	d	EC10	=	2.03	A	R	Form.	SL Produkt 200 g/L	2	Roessink <i>et al.</i> , 2013 zitiert in RIVM 2014
Insekten	<i>Plea miutissima</i>	Mortalität (field collected)	28	d	LC10	=	4.35	A	R	Form.	SL Produkt 200 g/L	2	Roessink <i>et al.</i> , 2013 zitiert in RIVM 2014
Mollusca	<i>Planorbella pilsbryi</i>	Mortalität	28	d	LC10	=	45,7	A	R	95.98		R2, C1	Prosser <i>et al.</i> 2016

<sup>a</sup> A = Testkonzentrationen zu Beginn und Testende gemessen und für Effektbestimmung verwendet; B = nominale Testkonzentrationen für Effektbestimmung verwendet, gemessene Wiederfindung ± 20 % der Nominalen; C = Testkonzentrationen nicht gemessen, bzw. nur zu einem einzigen Zeitpunkt während des Experiments oder mehr als ± 20 % Abweichung von der nominalen Konzentration

<sup>b</sup> F = Durchfluss; R = semi-statisch; S = statisch

<sup>c</sup> Confidor SL 200 (17.1% Imidacloprid.) enthält einige Lösungsmittel, unter anderem Dimethylsulfoxid (38.4 vol%) und 1-methyl-2-pyrrolidon (37.5 vol%) (Bayer 2011a; Tisler *et al.* 2009).

<sup>d</sup> Admire enthält 21.7 % Imidacloprid und 10% Glycerin (Bayer 2011b).

<sup>e</sup> Das lotische Mesokosmossystem wurde im Frühling und Sommer 21 Tage lang wöchentlich 12-stündigen Pulsen von Imidacloprid ausgesetzt (jeweils an Tag 0, 7 und 14). Nach jedem Puls wurde das System gespült, um das Imidacloprid zu entfernen. Gemäss Autor beträgt das zeitgewichtete Mittel über je eine 21-tägige Pulsserie 0.85 µg/L. Die Langzeiteffektdata dieser Studien können gemäss TGD for EQS (S. 44, Punkt 3) nicht verwendet werden.

**Tabelle 5** Mikro- und Mesokosmosstudien mit Formulierungen von Imidacloprid (Effektwerte in µg ai/L). Die Mesokosmosstudien sind alphabetisch nach dem Nachname des Autors sortiert. **TK** = Testkonzentration

Mikro- und Mesokosmosstudien mit Formulierungen von Imidacloprid												
Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg ai/L)	Chemische Analyse <sup>a</sup>	Testsystem <sup>b</sup>	Bemerkungen	Validität	Referenz
<b>Mikrokosmosstudien</b>												
<b>akute Daten (in µg ai/L)</b>												
Insekten	<i>Pteronarcys dorsata</i> (Larve)	Mortalität	12	h	EC50	XX	81; 899	B	S	Formulierung: EcoPrid; Effektwert basiert auf gemessener TK nach 48 Stunden	2	Kreuzweiser <i>et al.</i> 2007
Insekten	<i>Pteronarcys dorsata</i> (Larve)	Mortalität	12	h	NOEC	XX	81; 899	B	S	Formulierung: EcoPrid; Effektwert basiert auf gemessener TK nach 48 Stunden	2	Kreuzweiser <i>et al.</i> 2007
Insekten	<i>Tipula</i> sp. (Larve)	Mortalität	12	h	EC50	XX	81; 899	B	S	Formulierung: EcoPrid; Effektwert basiert auf gemessener TK nach 48 Stunden	2	Kreuzweiser <i>et al.</i> 2007
Insekten	<i>Tipula</i> sp. (Larve)	Mortalität	12	h	NOEC	XX	81; 899	B	S	Formulierung: EcoPrid; Effektwert basiert auf gemessener TK nach 48 Stunden	2	Kreuzweiser <i>et al.</i> 2007
<b>chronische und subchronische Daten (in µg ai/L)</b>												
Insekten	<i>Pteronarcys dorsata</i> (Larve)	Mortalität	14	d	NOEC	=	33	C	S	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Kreuzweiser <i>et al.</i> 2008
Insekten	<i>Pteronarcys dorsata</i> (Larve)	Mortalität	14	d	NOEC	>>	5.4; 65	C	S	Formulierung: EcoPrid	2	Kreuzweiser <i>et al.</i> 2007
Insekten	<i>Pteronarcys dorsata</i> (Larve)	Mortalität	14	d	EC50	>>	5.4; 65	C	S	Formulierung: EcoPrid	2	Kreuzweiser <i>et al.</i> 2007
Insekten	<i>Pteronarcys dorsata</i> (Larve)	Mortalität	14	d	EC10	=	20.8	A	S	Confidor 200 SL <sup>c</sup> ; Effektwert basiert auf nominaler TK	3	Kreuzweiser <i>et al.</i> 2008
Insekten	<i>Pteronarcys dorsata</i> (Larve)	Mortalität	14	d	EC50	=	70.1	A	S	Confidor 200 SL <sup>c</sup> ; Effektwert basiert auf nominaler TK	3	Kreuzweiser <i>et al.</i> 2008
Insekten	<i>Pteronarcys dorsata</i> und <i>Tipula</i> sp. (Larve)	Fressverhalten (Blattgewicht)	14	d	NOEC	>>	1; 5.4	C	S	Formulierung: EcoPrid	3	Kreuzweiser <i>et al.</i> 2007
Insekten	<i>Pteronarcys dorsata</i> und <i>Tipula</i> sp. (Larve)	Fressverhalten (Blattgewicht)	14	d	NOEC	<	9	C	S	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Kreuzweiser <i>et al.</i> 2008
Insekten	<i>Sympetrum infuscatum</i> (Larve)	Mortalität	9	d	NOEC	<	37.8	C	S	Formulierung: Admire Granule (2% a.i.)	3	Jinguji <i>et al.</i> 2012
Insekten	<i>Tipula</i> sp. (Larve)	Mortalität	14	d	NOEC	>>	5.4; 65	C	S	Formulierung: EcoPrid	2	Kreuzweiser <i>et al.</i> 2007
Insekten	<i>Tipula</i> sp. (Larve)	Mortalität/moribund	14	d	EC50	>>	5.4; 65	C	S	Formulierung: EcoPrid	2	Kreuzweiser <i>et al.</i> 2007
Insekten	<i>Tipula</i> sp. (Larve)	Mortalität	14	d	NOEC	≥	64	C	S	Confidor 200 SL <sup>c</sup>	2	Kreuzweiser <i>et al.</i> 2008
<b>Mesokosmosstudien</b>												
<b>akute Daten (in µg ai/L)</b>												
Insekten	<i>Baetis</i> sp. (Larve)	Kopflänge Männchen	24	h	NOEC	<	0.1	A	F	Admire <sup>d</sup> ; gemessene TK entsprach ± 20% der Nominalen	2	Alexander 2002
Insekten	<i>Baetis</i> sp. (Larve)	Emergenz	24	h	NOEC	≥	10	A	F	Admire <sup>d</sup> ; gemessene TK entsprach ± 20% der Nominalen	2	Alexander 2002
Insekten	<i>Epeorus longimanus</i> (Larve)	Thoraxlänge	24	h	NOEC	=	0.1	A	F	Admire <sup>d</sup> ; gemessene TK entsprach ± 20% der Nominalen	2	Alexander 2002
Insekten	<i>Epeorus longimanus</i> (Larve)	Emergenz	24	h	NOEC	=	5	A	F	Admire <sup>d</sup> ; gemessene TK entsprach ± 20% der Nominalen	2	Alexander 2002

### Mikro- und Mesokosmosstudien mit Formulierungen von Imidacloprid

Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg ai/L)	Chemische Analyse <sup>a</sup>	Testsystem <sup>b</sup>	Bemerkungen	Validität	Referenz
<b>chronische und subchronische Daten (in µg ai/L)</b>												
Insekten	<i>Baetis</i> sp. (Larve)	Kopflänge Männchen	20	d	NOEC	<	0.1	A	F	Admire <sup>d</sup> ; gemessene TK entsprach ± 20% der Nominalen	2	Alexander 2002
Insekten	<i>Baetis</i> sp. (Larve)	Emergenz	20	d	NOEC	≥	1	A	F	Admire <sup>d</sup> ; gemessene TK entsprach ± 20% der Nominalen	2	Alexander 2002
Insekten	<i>Epeorus longimanus</i> (Larve)	Thoraxlänge	20	d	NOEC	=	0.1	A	F	Admire <sup>d</sup> ; gemessene TK entsprach ± 20% der Nominalen	2	Alexander 2002
Insekten	<i>Epeorus longimanus</i> (Larve)	Emergenz	20	d	NOEC	=	0.5	A	F	Admire <sup>d</sup> ; gemessene TK entsprach ± 20% der Nominalen	2	Alexander 2002
Ringelwürmer	Tubificidae	Abundanz	4	m	NOEC	<	39	A	F	Formulierung: Admire Granule (1% a.i.); Effektwert basiert auf gemessener TK nach 2 h	3	Hayasaka <i>et al.</i> 2012a
Insekten	<i>Crocothemis servilia mariannae</i> (Nymphe)	Abundanz	4	m	NOEC	<	39	A	F	Formulierung: Admire Granule (1% a.i.); Effektwert basiert auf gemessener TK nach 2 h	3	Hayasaka <i>et al.</i> 2012a
Fische	<i>Oryzias latipes</i> (adult)	Länge	4	m	NOEC	<	39	A	F	Formulierung: Admire Granule (1% a.i.); Effektwert basiert auf gemessener TK nach 2 h	3	Hayasaka <i>et al.</i> 2012a
Fische	<i>Oryzias latipes</i> (juvenil)	Länge	4	m	NOEC	<	39	A	F	Formulierung: Admire Granule (1% a.i.); Effektwert basiert auf gemessener TK nach 2 h	3	Hayasaka <i>et al.</i> 2012a
Benthische Organismen	div.	Abundanz	4	m	NOEC	<	39	A	F	Formulierung: Admire Granule (1% a.i.); Effektwert basiert auf gemessener TK nach 2 h	3	Hayasaka <i>et al.</i> 2012a
Biozönose	div.	Abundanz	4	m	NOEC	<	39	A	F	Formulierung: Admire Granule (1% a.i.); Effektwert basiert auf gemessener TK nach 2 h	3	Hayasaka <i>et al.</i> 2012a
Fische	<i>Oryzias latipes</i> (adult)	Länge	4	m	NOEC	<	49	A	S	Formulierung: Admire Granule (1% a.i.); Effektwert basiert auf gemessener TK nach 2 h	3	Hayasaka <i>et al.</i> 2012c
Fische	<i>Oryzias latipes</i> (juvenil)	Länge	4	m	NOEC	<	49	A	S	Formulierung: Admire Granule (1% a.i.); Effektwert basiert auf gemessener TK nach 2 h	3	Hayasaka <i>et al.</i> 2012c
Benthische Organismen	div.	Abundanz	4	m	NOEC	<	49	A	S	Formulierung: Admire Granule (1% a.i.); Effektwert basiert auf gemessener TK nach 2 h	3	Hayasaka <i>et al.</i> 2012c
Nekton	div.	Abundanz	4	m	NOEC	<	49	A	S	Formulierung: Admire Granule (1% a.i.); Effektwert basiert auf gemessener TK nach 2 h	3	Hayasaka <i>et al.</i> 2012c
Zooplankton	div.	Abundanz	4	m	NOEC	<	49	A	S	Formulierung: Admire Granule (1% a.i.); Effektwert basiert auf gemessener TK nach 2 h	3	Hayasaka <i>et al.</i> 2012c
Insekten	Coleoptera (Larve)	Abundanz	20	d	NOEC	≥	17.6	A	F	alle 7 Tage ein 24 h-Puls von Admire <sup>d</sup> ; Effektwert basiert auf durchschnittlicher gemessener Höchstkonzentration während des Pulses	3	Pestana <i>et al.</i> 2009a
Insekten	Diptera (Larve)	Abundanz	20	d	NOEC	≥	17.6	A	F	alle 7 Tage ein 24 h-Puls von Admire <sup>d</sup> ; Effektwert basiert auf durchschnittlicher gemessener Höchstkonzentration während des Pulses	3	Pestana <i>et al.</i> 2009a
Insekten	Ephemeroptera (Larve)	Abundanz	20	d	NOEC	>>	1.63; 17.6	A	F	alle 7 Tage ein 24 h-Puls von Admire <sup>d</sup> ; Effektwert basiert auf durchschnittlicher gemessener Höchstkonzentration während des Pulses	3	Pestana <i>et al.</i> 2009a
Insekten	Oligocheten (Larve)	Abundanz	20	d	NOEC	>>	1.63; 17.6	A	F	alle 7 Tage ein 24 h-Puls von Admire <sup>d</sup> ; Effektwert basiert auf durchschnittlicher gemessener Höchstkonzentration während des Pulses	3	Pestana <i>et al.</i> 2009a
Insekten	<i>Pteronarcys comstocki</i> (Larve)	Abundanz	20	d	NOEC	>>	1.63; 17.6	A	F	alle 7 Tage ein 24 h-Puls von Admire <sup>d</sup> ; Effektwert basiert auf durchschnittlicher gemessener	3	Pestana <i>et al.</i> 2009a

## Mikro- und Mesokosmosstudien mit Formulierungen von Imidacloprid

Sammel- bezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg ai/L)	Chemische Analyse <sup>a</sup>	Testsystem <sup>b</sup>	Bemerkungen	Validität	Referenz
										Höchstkonzentration während des Pulses		
Insekten	Trichoptera (Larve)	Abundanz	20	d	NOEC	≥	17.6	A	F	alle 7 Tage ein 24 h-Puls von Admire <sup>c</sup> ; Effektwert basiert auf durchschnittlicher gemessener Höchstkonzentration während des Pulses	3	Pestana <i>et al.</i> 2009a
Insekten	div. (Larve)	Fressverhalten (Blattgewicht)	20	d	NOEC	>>	1.63; 17.6	A	F	alle 7 Tage ein 24 h-Puls von Admire <sup>c</sup> ; Effektwert basiert auf durchschnittlicher gemessener Höchstkonzentration während des Pulses	3	Pestana <i>et al.</i> 2009a
Insekten	Baetidae (Larve)	Abundanz	6.5	m	NOEC	=	0.6	B	R	Confidor 200 SL <sup>d</sup> wurde zu Beginn und nach 21 Tagen appliziert; Effektwert basiert auf gemessener TK bei Testbeginn; nach GLP	3	Ratte und Memmert 2003, zitiert in EC 2006b
Insekten	<i>Chaoborus</i> sp. (Larve)	Abundanz	6.5	m	NOEC	=	3.8	B	R	Confidor 200 SL <sup>d</sup> wurde zu Beginn und nach 21 Tagen appliziert; Effektwert basiert auf gemessener TK bei Testbeginn; nach GLP	3	Ratte und Memmert 2003, zitiert in EC 2006b
Insekten	Chironomidae (Larve)	Abundanz	6.5	m	NOEC	=	0.6	B	R	Confidor 200 SL <sup>d</sup> wurde zu Beginn und nach 21 Tagen appliziert; Effektwert basiert auf gemessener TK bei Testbeginn; nach GLP	3	Ratte und Memmert 2003, zitiert in EC 2006b
Insekten	Cladocera	Abundanz	6.5	m	NOEC	=	9.4	B	R	Confidor 200 SL <sup>d</sup> wurde zu Beginn und nach 21 Tagen appliziert; Effektwert basiert auf gemessener TK bei Testbeginn; nach GLP	3	Ratte und Memmert 2003, zitiert in EC 2006b
Insekten	Copepoda	Abundanz	6.5	m	NOEC	=	9.4	B	R	Confidor 200 SL <sup>d</sup> wurde zu Beginn und nach 21 Tagen appliziert; Effektwert basiert auf gemessener TK bei Testbeginn; nach GLP	3	Ratte und Memmert 2003, zitiert in EC 2006b
Insekten	<i>Chironomus yoshimatsui</i> (Larve)	Abundanz	4	m	NOEC <sup>e</sup>	≥	0.75	A	S	Formulierung: Admire Granule (1% a.i.)	3	Sanchez-Bayo und Goka 2006a
Nekton	div.	Abundanz	4	m	NOEC <sup>e</sup>	≥	0.75	A	S	Formulierung: Admire Granule (1% a.i.)	3	Sanchez-Bayo und Goka 2006a
Zooplankton	div.	Abundanz	4	m	NOEC <sup>e</sup>	≥	0.75	A	S	Formulierung: Admire Granule (1% a.i.)	3	Sanchez-Bayo und Goka 2006a

<sup>a</sup> A = gemessene Testkonzentrationen für Effektbestimmung verwendet (mindestens zu Beginn und am Ende des Tests gemessen); B = Testkonzentration nur zu einem Zeitpunkt während des Tests gemessen; C = Zeitgewichtete, gemittelte Konzentration (TWMC) nach OECD (1998) berechnet

<sup>b</sup> F = Durchfluss; R = semi-statisch; S = statisch

<sup>c</sup> Die Formulierung Confidor SL 200 (17.1% Imidacloprid.) enthält einige Lösungsmittel, unter anderem Dimethylsulfoxid (38.4 vol%) und 1-methyl-2-pyrrolidon (37.5 vol%) (Bayer 2011a; Tisler *et al.* 2009).

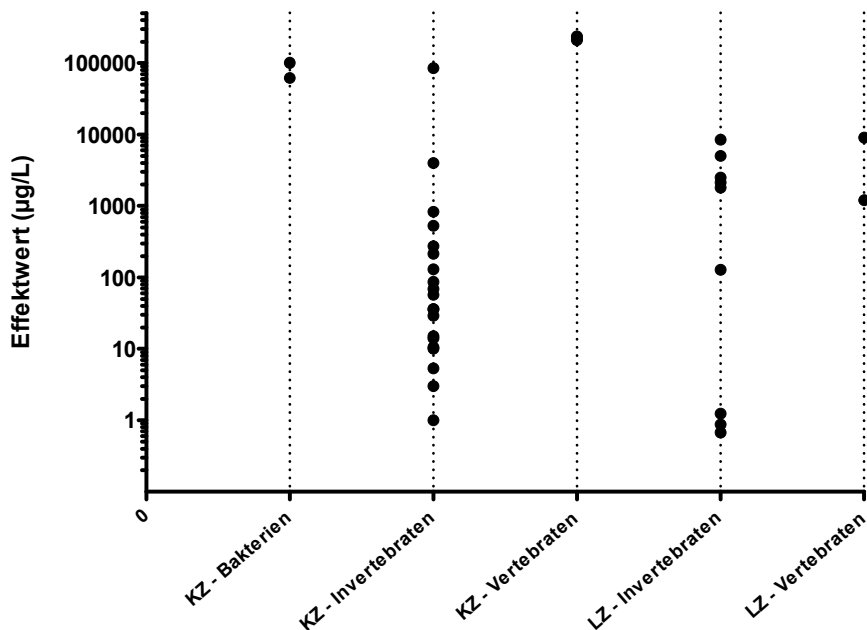
<sup>d</sup> Die Formulierung Admire enthält 21.7 % Imidacloprid und 10% Glycerin (Bayer 2011b).

<sup>e</sup> Die gemessene Anfangskonzentration von Imidacloprid betrug 240 µg/L, danach sank sie nach ca. 2 Monaten auf stabile 0.75 µg/L. Nach Erreichen dieser Gleichgewichtskonzentration haben sich die Werte nach signifikanten Effekten in der ersten Hälfte der Expositionsdauer der Kontrolle angeglichen.

## 5. Grafische Darstellung der Effektdaten

In Abbildung 1 sind alle validen Kurz- und Langzeiteffektwerte aus Tabelle 4 grafisch dargestellt, aufgeschlüsselt in die Organismengruppen Bakterien, Invertebraten (Krebstiere und Insekten) sowie Vertebraten (Fische). Für eukaryotische Primärproduzenten (Algen und höhere Wasserpflanzen) liegen die Effektwerte über 10 mg/L (Tabelle 4).

Die deutlich sensitivsten Arten stellen Repräsentanten der Gruppe der Invertebraten. Die Empfindlichkeiten innerhalb der Gruppe und auch innerhalb der jeweiligen Taxa (Krebstiere, Insekten) sind jedoch stark gestreut. Besonders fällt auf, dass Daphnien sehr unempfindlich gegenüber Imidacloprid sind. Im Datensatz zur Kurz-, bzw. Langzeittoxizität stammen die tiefsten Effektwerte von Arten zweier unterschiedlichen Taxa. Der tiefste valide Kurzzeiteffektwert (EC50) beträgt 1 µg/L und wurde für den Muschelkrebs *Cyprretta seurati* gemessen. Der tiefste Langzeiteffektwert stammt von der Larve der Zuckmücke *Chironomus tentans* mit einem NOEC von 0.67 µg/L.



**Abbildung 1** Grafische Darstellung aller validen Kurzzeit (KZ)- und Langzeit (LZ)-Effektdaten aus Tabelle 4 für Imidacloprid. Die Effektwerte für Algen liegen über 10 mg/L.

### 5.1. Vergleich marine/limnische Organismen

Aufgrund der begrenzten Anzahl valider Effektdaten ist ein statistischer Vergleich der Empfindlichkeiten von limnischen und marinen Organismen nicht möglich.

Im akuten Datensatz sind valide Effektwerte zu den marinen Organismen *Aliivibrio fischeri* (Bakterium), *Americamysis bahia* (Krebstier) und *Crassostrea virginica* (Muschel) vorhanden. Im Vergleich mit limnischen Organismen der gleichen Gruppe kann keine erhöhte Sensitivität festgestellt werden. Auch die übrigen, nicht belastbaren Effektwerte deuten auf keine erhöhte Empfindlichkeit bei akuter Exposition hin.

Im Datensatz zur Langzeittoxizität sind Effektwerte für *Americamysis bahia* und der Larve der estuarinen Fischart *Menidia beryllina* vorhanden. Keine Studie konnte als valide eingestuft werden. Während die Effektwerte für den Fisch keinen Anhaltspunkt für eine erhöhte Sensitivität mariner Spezies geben, sind die Resultate für *Americamysis bahia* nicht eindeutig. Es liegen je zwei Effektwerte für verschiedene Endpunkte vor, die sich jedoch um mehr als den Faktor 10 unterscheiden (z. B. 0.163 µg/L und 2.85 µg/L für Länge). Der tiefste Langzeiteffektwert aus dem Datensatz mit limnischen Organismen (0.87 µg/L) liegt ungefähr zwischen diesen zwei Werten. Eine eindeutig höhere Empfindlichkeit von *Americamysis bahia* kann aufgrund dieser Daten nicht festgestellt werden.

Da keine eindeutigen Unterschiede in der Sensitivität von marinen und limnischen Organismen beobachtet werden konnte, werden beide Datensätze für die folgende EQS-Ableitung zusammengelegt.

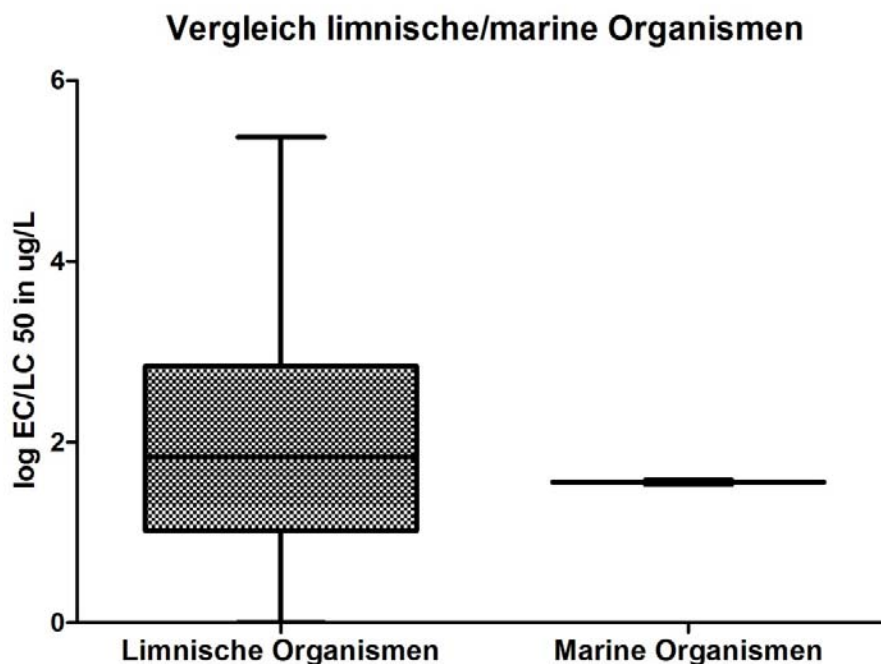


Abbildung 2 Vergleich der akuten EC50 bzw. LC 50 Werte der limnischen und marinen Invertebraten.

## 6. Herleitung der EQS

Um chronische und akute Qualitätsziele herzuleiten, kann die Sicherheitsfaktormethode (AF-Methode) auf der Datenbasis von Kurzzeit- und Langzeiteffektdaten verwendet werden. Dabei wird mit dem tiefsten chronischen Datenpunkt ein AA-EQS (Annual-Average-Environmental-Quality-Standard) und mit dem tiefsten akuten Datenpunkt ein MAC-EQS (Maximum-Acceptable-Concentration-Environmental-Quality-Standard) abgeleitet. Wenn der Datensatz umfassend genug ist, können diese EQS zusätzlich mittels einer Speziessensitivitätsverteilung (SSD) bestimmt werden. Valide Mikro-/Mesokosmosstudien dienen einerseits zur Verfeinerung des AF, der durch eine SSD hergeleitet wurde. Andererseits können sie auch direkt zur Bestimmung eines EQS verwendet werden. Die Evaluation der Mikro- und Mesokosmosstudien basiert auf den Qualitätsleitlinien beschrieben im TGD for EQS und in de Jong *et al.* (2008).

## 7. Chronische Toxizität

### 7.1. AA-EQS Herleitung mit AF-Methode

Tabelle 6 zeigt die kritischen Langzeiteffektwerte der Organismengruppen Algen/höhere Wasserpflanzen, Krebstiere, Fische und Insekten.

**Tabelle 6** Übersicht zu den kritischen Toxizitätswerten für Wasserorganismen aus längerfristigen Untersuchungen für Imidacloprid.

Gruppe	Art	Wert	Konz. in µg/L	Referenz
Algen und höhere Wasserpflanzen	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	NOEC	≥ 10'000	Heimbach 1989, zitiert in US EPA 1992
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	NOEC	64	Hendel 2001, zitiert in EC 2006b
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	NOEC	1'200	Cohle und Bucksath 1991, zitiert in Anatra-Cordone und Durkin 2005; US EPA 1992
Insekten	<i>Chironomus tentans</i>	NOEC	0.67	Gagliano 1991, zitiert in Anatra-Cordone und Durkin 2005; US EPA 1992a

Der Basisdatensatz zur Langzeittoxizität ist komplett mit präzisen, validen Effektwerten für Krebstiere und Fische und dem Nachweis der Unempfindlichkeit der Primärproduzenten (NOEC ≥ 10 mg/L für eine Grünalge). Weiter sind zwei Studien mit Langzeiteffektwerten von Insekten der Gattung *Chironomus* vorhanden, welche deutlich tiefer sind als diejenigen der anderen taxonomischen Gruppen (0.67 µg/L und 0.87 µg/L). Im TGD for EQS steht, dass ein AF von 10 angewendet werden kann, wenn der Basisdatensatz vorhanden ist, einschliesslich einem Vertreter der sensitivsten trophischen Ebene. Die sensitivste Art im

akuten Datensatz gehört zu den Ostracoden (*Cypretta seurati*), ein Kriebtier. Der EC50 dieser Art ist 10.5-mal niedriger als derjenigen von *Chironomus tentans* und 14-mal niedriger als derjenige von *Gammarus roeseli* (EC50 von 14 µg/L, siehe Tabelle 4). Es kann daher nicht davon ausgegangen werden, dass der NOEC einer anderen Gammarusart (*G. pulex*) repräsentativ ist für die potentielle Empfindlichkeit aller Vertreter der Gruppe der Kriebtiere, welche sehr unterschiedlich sein kann (siehe Abbildung 1). Um diese Unsicherheit zu berücksichtigen, wird ein AF von 50 auf den tiefsten chronischen Effektwert angewendet:

$$\text{AA-EQS (AF)} = 0.67 \mu\text{g/L} / 50 = \mathbf{0.013 \mu\text{g/L}}$$

Resultate aus der Mesokosmosstudie von Alexander (2002) (siehe Abschnitt 6.3) deuten darauf hin, dass ein AA-EQS abgeleitet mit einem AF von 10 (0.067 µg/L) nicht genügend protektiv sein könnte. In dieser Studie mit der Formulierung Admire wurden signifikant kleinere Kopf- und Körpergrößen in Larven von *Baetis* sp. (Ephemeroptera) bei 0.1 µg/L festgestellt. Dieser Wert ist deutlich tiefer als der niedrigste Effektwert in Tabelle 6 und es ist unwahrscheinlich, dass diese Differenz allein durch die Zusatzstoffe in der Formulierung zustande kommt. Eine kürzlich publizierte Studie bestätigt die deutlich höhere Empfindlichkeit von Ephemeropteralarven im Vergleich zu anderen Insektenordnungen mit chronischen EC10-Werten von 0.024 µg/L und 0.033 µg/L für *Caenis horaria* resp. *Cloeon dipterum* (Roessink *et al.* 2013; mit Imidaclopridformulierung).

## **7.2. AA-EQS mit SSD-Methode**

Es sind zu wenige valide Effektdaten vorhanden um ein AA-EQS mittels SSD gemäss TGD for EQS abzuleiten.

## **7.3. AA-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien**

Es sind zwei Mikro-/Mesokosmosstudien mit reinem Imidacloprid vorhanden, die jedoch nicht belastbar sind, da die Testkonzentrationen absichtlich nicht konstant gehalten (Mohr *et al.* 2012) oder nur zu Testbeginn gemessen wurden und sich schnell abbauten (Moring *et al.* 1992). Letztere bestimmten in einer Studie über 5 Monate einen NOEC von 6 µg/L für die Abundanz von Baetidae- und Caenidae-Larven. Mohr *et al.* (2012) beobachteten einen Effekt bei 0.85 µg/L (zeitgewichtetes Mittel; 12 µg/L bei Testbeginn) auf die Abundanz der Larven von Chironomiden. Das Expositionsszenario dieser Studie (12-stündige Imidaclopridpulse mit anschliessender Ausspülung im Abstand von 7 Tagen) erlaubt es jedoch gemäss TGD for EQS (S. 44, Punkt 3) nicht, ein zeitgewichtetes Mittel als Effektkonzentration zu verwenden. Mesokosmosstudien mit Imidacloprid in Formulierung wurden mehrere durchgeführt, hauptsächlich mit Admire (21.7 % Imidacloprid und 10% Glycerin; Bayer 2011b) und Confidor 200 SL (17.1% Imidacloprid; Bayer 2011a). Bei vielen Studien konnte der Effekt nicht einer bestimmten Testkonzentration und Expositionsdauer zugeordnet werden, da diese nicht konstant gehalten wurden und sich innerhalb weniger Tage abbauten. Diese werden hier nicht



besprochen. Die niedrigsten Effektwerte stammen aus einer als valide eingestuften Mesokosmosstudie von Alexander (2002). Sie bestimmte in einer 20 Tage langen Durchflussstudie mit Admire NOECs von  $< 0.1 \mu\text{g/L}$  für die Kopflänge der Larve von *Baetis* sp. und  $0.1 \mu\text{g/L}$  für die Thoraxlänge von *Epeorus longimanus* (beide Arten gehören zur Ordnung der Ephemeroptera). Die NOECs für Emergenz lagen bei  $0.5 \mu\text{g/L}$  (*E. longimanus*) und  $\geq 1 \mu\text{g/L}$  (*Baetis* sp.).

Die direkte Ableitung eines AA-EQS von Resultaten aus den vorliegenden Mikro-/Mesokosmosstudien ist nicht möglich, weil diese die Vorgaben gemäss TGD for EQS nicht erfüllen. Um Studien mit Formulierungen als valide einzustufen zu können, muss erwiesen sein, dass die Zusatzstoffe im Vergleich zur reinen Substanz die Toxizität nicht erhöhen. Die ist bei Confidor 200 SL nicht der Fall (siehe Kapitel 3) und bei den anderen Formulierungen unbekannt. Die Studien mit reinem Imidacloprid können aus den oben genannten Gründen nicht verwendet werden. Die Resultate aus den vorliegenden Mikro- und Mesokosmosstudien beinhalten jedoch wertvolle Informationen, die die Einschätzung des Risikos ausgehend von Imidacloprid verbessern.

## 8. Akute Toxizität

### 8.1. MAC-EQS Herleitung mit AF-Methode

Tabelle 7 zeigt die kritischen akuten Effektwerte der Organismengruppen Algen/höhere Wasserpflanzen, Krebstiere, Fische, Bakterien, Insekten und Mollusken. Imidacloprid wird gemäss EC (2001) als sehr giftig eingestuft (Tabelle 8).

**Tabelle 7** Übersicht der kritischen akuten Toxizitätswerte für Wasserorganismen für Imidacloprid.

Gruppe	Art	Wert	Konz. in µg/L	Referenz
Bakterien	<i>Aliivibrio fischeri</i>	EC50	61'900	Tisler <i>et al.</i> 2009
Algen und höhere Wasserpflanzen	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	EC50	> 10'000	Heimbach 1989, zitiert in US EPA 1992c
Krebstiere	<i>Cyprretta seurati</i>	EC50	1	Sanchez-Bayo und Goka 2006b
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	EC50	211'000	Grau 1988, zitiert in US EPA 1992g
Insekten	<i>Chironomus tentans</i>	EC50	10.5	Gagliano 1991, zitiert in US EPA 1992a
Mollusken	<i>Crassostrea virginica</i>	EC50	> 145'000	Wheat und Ward 1991, zitiert in US EPA 1992i

**Tabelle 8** Risikoklassierung der akuten aquatischen Toxizität von Imidacloprid anhand der niedrigsten gemessenen EC50-Werte nach der Europäischen Kommission (EC 2001).

Risikoklasse	Niedrigster EC50-Wert	Erreichter Wert
Nicht eingestuft	>100mg/l	
schädlich	<100mg/l; >10 mg/l	
Giftig	<10mg; >1mg/l	
Sehr giftig	<1mg/l	X

Der tiefste Kurzzeiteffektwert (1 µg/L) stammt aus einer Studie mit dem Ostracod *Cyprretta seurati*. Gemäss TGD for EQS kann der AF von 100 auf 10 erniedrigt werden, wenn der Wirkmechanismus der Substanz bekannt und ein repräsentativer Vertreter der empfindlichsten taxonomischen Gruppe im Effektdatensatz vorhanden ist:

$$\text{MAC-EQS (AF)} = 1 \mu\text{g/L} / 10 = \mathbf{0.1 \mu\text{g/L}}$$

## 8.2. MAC-EQS mit SSD Methode

Die Anforderungen an eine SSD sind nicht erfüllt. Es fehlen die EC50 Werte zu Algen und höheren Pflanzen, sowie zu einem weiteren Phylum welches noch nicht repräsentiert ist (Tabelle 9).

**Tabelle 9** Erfüllung der Anforderungen an eine SSD.

Anforderung	Erfüllt nicht erfüllt	Art
Fische	Erfüllt	<i>Oncorhynchus mykiss</i>
Zweite Familie innerhalb der Chordata	Erfüllt	<i>Leuciscus idus</i>
Krebstiere	Erfüllt	<i>Daphnia magna</i> , <i>Gammarus pulex</i> , <i>Cyprina seuratii</i> , <i>Ilyocypris dentifera</i> , <i>Cypridopsis vidua</i> , <i>Americamysis bahia</i> , <i>Gammarus roeseli</i> , <i>Hyalella azteca</i> , <i>Chydorus sphaericus</i>
Insekten	Erfüllt	<i>Chironomus tentans</i>
Phylum welches nicht zu den Arthropoden oder Chordata gehört	Erfüllt	<i>Planorbella pilsbryi</i>
Ordnung der Insekten, oder weiteres Phylum welches noch nicht repräsentiert ist	Nicht erfüllt	
Algen oder Cynaobakterien	Nicht erfüllt	
Höhere Pflanzen	Nicht erfüllt	

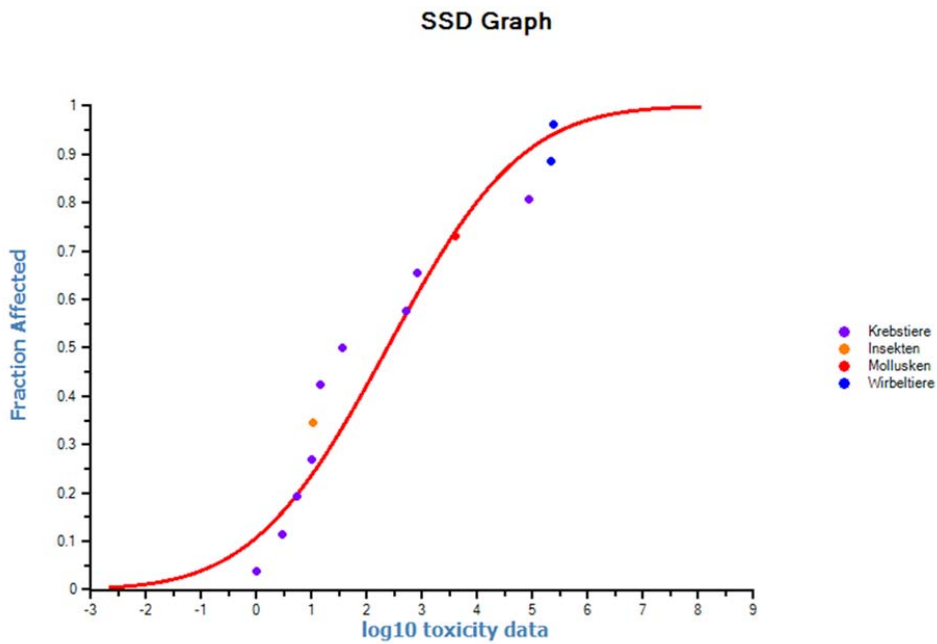
Da höhere Pflanzen und Algen aufgrund des Wirkmechanismus nicht zu den empfindlichsten Organismen für Imidacloprid gehören, wurde dennoch eine SSD gemacht (Abbildung 3).

Für die SSD mit allen Daten sind nicht alle Tests auf Normalverteilung erfüllt. Daher wurde eine zweite SSD nur für Krebstiere und Insekten gemacht. *Daphnia magna* wurde jedoch als Ausreisser ausgeschlossen<sup>c</sup>. Nun sind nur noch 9 der geforderten 10 Datenpunkte vorhanden und eine MAC-EQS Herleitung nach der SSD Methode ist nicht möglich.

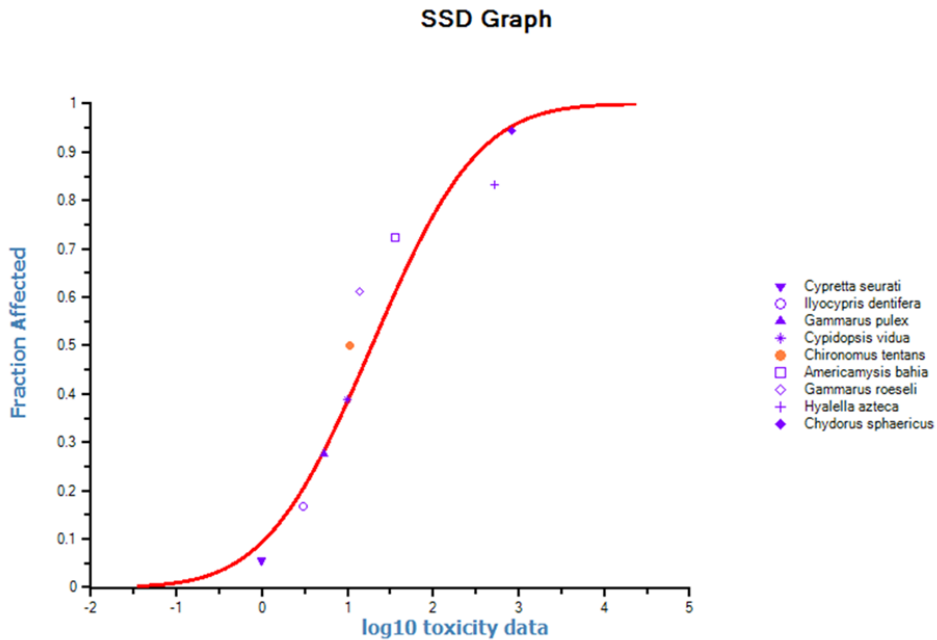
Dennoch wurde eine SSD gemacht (Abbildung 3). Der resultierende HC05 liegt bei 0.4 µg/L. Mit dem tiefst möglichen Sicherheitsfaktor von 5 ergäbe sich ein MAC-EQS von 0.08 µg/L. Dieser Wert ist dem MAC-EQS nach der Sicherheitsfaktormethode sehr ähnlich.

---

<sup>c</sup> Der geometrische Mittelwert aller EC50 Werte (inklusive *D. magna*) liegt bei 44.65 µg/L. Dies ist um mehr als den Faktor 100 tiefer als der EC50 für *Daphnia magna*. Daher wurde der *Daphnia magna* EC50 nicht in die SSD übernommen.



**Abb.3:** SSD der akuten EC50-Werte für alle taxonomische Gruppen - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen et al. 2004).



**Abb.4:** SSD der akuten EC50-Werte für Insekten (orange Symbole) und Krebstiere (violette Symbole) - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen et al. 2004). Die Anforderungen an die Normalverteilung sind erfüllt und der HC5 beträgt 0.4 µg/L.

### 8.3. MAC-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien

Es wurden zwei Mesokosmosstudien zur Kurzzeittoxizität von reinem Imidacloprid gefunden (Beketov und Liess 2008; Berghahn *et al.* 2012). Beide untersuchten die Auswirkungen auf das Driftverhalten von Krebstieren und Insektenlarven bei lotischen Bedingungen. Berghahn *et al.* (2012) wendeten nur eine relativ hohe Testkonzentration an (12 µg/L) und beobachteten dabei Effekte auf Larven mehrerer Insektenfamilien. Die 48h-Studie von Beketov und Liess (2008) konnte nicht als valide eingestuft werden, da die Testkonzentration (0.97 µg/L) nur bei Testbeginn gemessen und bis zu 1 vol% Lösungsmittel verwendet wurde. Sie beobachteten Effekte auf Larven der Eintagsfliege *Baetis rhodani* (NOEC < 0.97 µg/L).

Alexander (2002) beobachtete ebenfalls Effekte auf Larven von *Baetis* sp. sowie *Epeorus longimanus* (beide Ephemeroptera) nach 24 Stunden Expositionsdauer. Imidacloprid wurde jedoch als Formulierung appliziert (Admire). Die Kopflänge der männlichen *Baetis* sp. Larven waren schon bei der tiefsten Testkonzentration von 0.1 µg/L signifikant kürzer während die Thoraxlänge von *E. longimanus* bei dieser Konzentration noch keinen Effekt zeigte (NOEC = 0.1 µg/L). Die NOECs für Emergenz lagen bei 5 µg/L (*E. longimanus*) und ≥ 10 µg/L (*Baetis* sp.).

RIVM (2014) haben auch noch die Studie von Colombo *et al.* (2013) mit technischem Imidacloprid validiert und für die MAC-EQS Herleitung als valide eingestuft. Aufgrund der Angaben zur Analytik der Testkonzentrationen haben sie einen NOEC von 0.82 µg/L berechnet (48h TWA). Ephemeroptera waren die empfindlichste Organismengruppe. Allerdings fand die Besiedlungsphase parallel zur Exposition statt. So wurde Imidacloprid während der 3 wöchigen Besiedlungsphase im Abstand von je einer Woche 3 mal appliziert. Dies macht die Verwendung der Studienergebnisse zur Herleitung des MAC-EQS schwierig.

Keine der oben genannten Studien kann für die Ableitung eines MAC-EQS verwendet werden. Da sie entweder nicht als valide und relevant eingestuft werden konnten oder mit nur einer Testkonzentration bzw. mit einer Formulierung durchgeführt wurden.

## 9. Bioakkumulationsabschätzung

Nach dem TGD for EQS (EC, 2011a) soll zur Abschätzung des Risikos einer sekundären Intoxikation zunächst das Bioakkumulationspotentials einer Substanz bestimmt werden. Dabei liefert ein gemessener Biomagnifikationsfaktors (BMF) von >1 oder ein Biokonzentrationsfaktors (BCF) >100 einen Hinweis auf ein Bioakkumulationspotential. Liegen keine verlässlichen BMF oder BCF Daten vor, kann stattdessen der  $\log K_{ow}$  zur Abschätzung verwendet werden, welcher ab einem Wert von >3 auf ein Bioakkumulationspotential hinweist.

Der  $K_{ow}$  von Imidacloprid (0.57) und seinen photolytischen Abbauprodukten ist kleiner als 1 (EC 2006a; 2006b). In einer 14-tägigen Studie mit *Danio rerio* wurde ein BCF von ca. 1 ermittelt (Ding *et al.* 2004). Sekundäre Intoxikation von Imidacloprid und seinen Abbauprodukten kann daher als unwahrscheinlich eingestuft werden.

## 10. Schutz der aquatischen Organismen

Der Effektdatensatz für Imidacloprid zeigt, dass sowohl bei den Kurzzeit- als auch bei den Langzeittoxizitäten Krebstiere und Insekten die deutlich sensitivsten Organismengruppen sind (Abbildung 1).

Ein Vergleich der Empfindlichkeiten von limnischen und marinen Organismen deutet auf keine erhöhte Toxizität von Imidacloprid auf marine Organismen hin.

Als AA-EQS wird ein Wert von 0.013 µg/L vorgeschlagen, basierend auf dem tiefsten validen Effektwert im Datensatz zur Langzeittoxizität (NOEC = 0.67 µg/L für *Chironomus tentans*), verrechnet mit einem Sicherheitsfaktor von 50. Ein AF von 50 wurde gewählt, weil der Ostracod *Cypretta seurati* deutlich empfindlicher auf die akute Exposition von Imidacloprid reagiert als *C. tentans* (der EC50 ist 10.5-mal niedriger), aber kein chronischer Effektwert für diese Spezies vorhanden ist. Zudem resultierten aus einer Mesokosmosstudie mit Ephemeroptalarven NOECs von < 0.1 µg/L, 0.1 µg/L und 0.5 µg/L für Kopflänge, Thoraxlänge und Emergenz (Alexander 2002). Eine kürzlich publizierte Studie bestätigt die deutlich höhere Empfindlichkeit von Ephemeroptalarven im Vergleich zu anderen Insektenordnungen mit chronischen EC10-Werten von 0.024 µg/L und 0.033 µg/L für *Caenis horaria* resp. *Cloeon dipterum* (Roessink *et al.* 2013; mit Imidaclopridformulierung). Dass ein AA-EQS höher als 0.013 µg/L möglicherweise nicht genügend protektiv ist, zeigt auch ein Vergleich von Imidaclopridkonzentrationen mit der Abundanz von Makroinvertebraten in Oberflächengewässern (Van Dijk *et al.* 2013). In dieser Studie mit umfangreichen Monitoringdaten wurde ein scharfer Abfall der Abundanz zwischen 13 und 67 ng/L gemessener Imidacloprid-Konzentration in der Umwelt festgestellt. Zusätzliche Studien zur Langzeittoxizität von Imidacloprid auf Repräsentanten von empfindlichen Klassen von Krebstieren und Insekten sind wünschenswert, um die Unsicherheiten bezüglich des Risikos von Imidacloprid auf aquatische Organismen weiter zu reduzieren.

Als MAC-EQS wird ein Wert von 0.1 µg/L vorgeschlagen. Bei dieser Konzentration zeigten sich nach 24 Stunden konstanter Exposition Effekte auf die Kopflänge männlicher Eintagsfliegenlarven von *Baetis* sp. (Alexander 2002). Effekte auf die Emergenz wurden erst ab 5 µg/L beobachtet. Diese Mesokosmosstudie wurde mit der Formulierung Admire durchgeführt und es bleibt unklar, ob die Effekte auch bei 0.1 µg/L reinem Imidacloprid auftreten. Ein MAC-EQS von 0.1 µg/L wird aufgrund der aktuellen Datenlage als genügend protektiv erachtet.

**AA-EQS = 0.013 µg/L**

**MAC-EQS = 0.1 µg/L**

## 11. Änderungen gegenüber der Version vom 24.05.2013

Es wurden neue Studien gefunden, die aber die EQS nicht verändert haben. Neu wurde versucht, den MAC-EQS mittels einer SSD herzuleiten. Die Datenanforderungen waren jedoch nicht erfüllt.

## 12. Referenzen (Stand der Literaturrecherche: 26.09.2016)

- Agatz, T. A. Cole, T. G. Preuss, E. Zimmer, C. D. Brown (2013): Feeding inhibition explains effects of imidacloprid on the growth, maturation, reproduction, and survival of *Daphnia magna*. *Environ. Sci. Technol.* 47, 2909-2917.
- Agatz, A., R. Ashauer, et al. (2014): Imidacloprid perturbs feeding of *Gammarus pulex* at environmentally relevant concentrations. *Environmental Toxicology and Chemistry* 33(3): 648-653.
- Alexander A C (2002): Sublethal Effects of Imidacloprid on Mayflies and Oligochaetes. Master Thesis. University of New Brunswick. Library and Archives Canada, Ottawa, CA
- Anatra-Cordone M, Durkin P (2005): Imidacloprid – Human Health an Ecological Risk Assessment – Final Report. Syracuse Environmental Research Associates (SERA), Inc., Fayetteville, USA. Prepared for USDA, Forest Service, Arlington, USA
- Anderson C, Bornatsch W, Brauner A (1988): Photodegradation of NTN 33893 in Water. Bayer AG. Unpublished. Report No. PF3517
- Andersson M, Kreuger J (2011): Preliminära riktvärden för växtskyddsmedel i ytvatten. Teknisk rapport 144. Department of Soil and Environment Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Schweden
- Ashauer R, Hintermeister A, Potthoff E, Escher B I (2011): Acute toxicity of organic chemicals to *Gammarus pulex* correlates with sensitivity of *Daphnia magna* across most modes of action. *Aquatic Toxicology* 103(1-2): 38-45
- Azevedo-Pereira H M V S, Lemos M F L, Soares A M V M (2011a): Behaviour and growth of *Chironomus riparius* Meigen (Diptera: Chironomidae) under imidacloprid pulse and constant exposure scenarios. *Water, Air, and Soil Pollution* 219(1-4): 215-224
- Azevedo-Pereira H M V S, Lemos M F L, Soares A M V M (2011b): Effects of imidacloprid exposure on *Chironomus riparius* Meigen larvae: Linking acetylcholinesterase activity to behaviour. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 74(5): 1210-1215
- Banasiak (undatiert): Imidacloprid (206). First draft prepared by Ursula Banasiak, Federal Biological Research Centre for Agriculture and Forestry (BBA), Kleinmachnow, Germany. [http://www.fao.org/ag/AGP/AGPP/Pesticid/JMPR/Download/2002\\_eva/IMIDA\\_EVjjb.pdf](http://www.fao.org/ag/AGP/AGPP/Pesticid/JMPR/Download/2002_eva/IMIDA_EVjjb.pdf)
- Bayer (2011a): Material Safety Data Sheet. Confidor 200 SL Systemic Insecticide. MSDS Number: 1020000014349. Bayer CropScience
- Bayer (2011b): Material Safety Data Sheet. Admire 240 Flowable Systemic Insecticide. MSDS Number: 102000006536. Bayer CropScience
- Beketov M A, Liess M (2008): Potential of 11 pesticides to initiate downstream drift of stream macroinvertebrates. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 55(2): 247-253

- Berghahn R, Mohr S, Hübner V, Schmiediche R, Schmiedling I, Svetich-Will E, Schmidt R (2012): Effects of repeated insecticide pulses on macroinvertebrate drift in indoor stream mesocosms. *Aquatic Toxicology* 122-123: 56-66
- Bhan, S., L. Mohan, et al. (2014). "Relative larvicidal potentiality of nano-encapsulated Temephos and Imidacloprid against *Culex quinquefasciatus*." *Journal of Asia-Pacific Entomology* 17(4): 787-791.
- Böttger R, Schaller J, Mohr S (2012): Closer to reality - the influence of toxicity test modifications on the sensitivity of *Gammarus roeseli* to the insecticide imidacloprid. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 81: 49-54
- Bowers L (1996): Toxicity of NTN 33893 2F to the Blue-Green Alga *Anabaena flos-aquae*. (Final Report): Lab Project Number: 107549: N3831401. Unpublished study prepared by Bayer Corp. 31 p. MRID 44187101
- Bowman J, Bucksath J (1990a): Acute Toxicity of NTN 33893 to Bluegill (*Lepomis macrochirus*). Unpublished. Analytical Bio-Chemistry Laboratories, Inc., Columbia, USA. Laboratory Report No. 37860
- Bowman J, Bucksath J (1990b): Acute Toxicity of NTN 33893 to Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). Unpublished. Analytical Bio-Chemistry Laboratories, Inc., Columbia, USA. Laboratory Report No. 37861
- Camp, A. A. and D. B. Buchwalter (2016). "Can't take the heat: Temperature-enhanced toxicity in the mayfly *Isonychia bicolor* exposed to the neonicotinoid insecticide imidacloprid." *Aquatic Toxicology* 178: 49-57.
- CCME (2007): Canada Water Quality Guidelines: Imidacloprid. Scientific Supporting Document. Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME), Winnipeg, CA
- Chen, C., Y. Wang, et al. (2015). "The synergistic toxicity of the multiple chemical mixtures: Implications for risk assessment in the terrestrial environment." *Environment International* 77: 95-105.
- Chen X D, Culbert E, Hebert V, Stark J D (2010): Mixture effects of the nonylphenyl polyethoxylate, R-11 and the insecticide, imidacloprid on population growth rate and other parameters of the crustacean, *Ceriodaphnia dubia*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 73(2): 132-137
- Choo H Y, Kim H H, Kaya H K (1998): Effects of selected chemical pesticides on *Agamermis unka* (Nematoda: Mermithidae), a parasite of the brown plant hopper, *Nilaparvata lugens*. *Biocontrol Science and Technology* 8(3): 413-427
- Cohle P, Bucksath J (1991): Early Life Stage Toxicity of NTN 33893 Technical to Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) in a Flow-through System. Unpublished. Analytical Bio-Chemistry Laboratories, Inc., Columbia, USA. Report No. 101214
- Colombo V, Mohr S, Berghahn R, Pettigrove VJ. 2013. Structural changes in a macrozoobenthos assemblage after imidacloprid pulses in aquatic field-based microcosms. *Arch Environ Contam Toxicol* 65: 683–692.
- De Jong F M W, Brock T C M, Foekema E M, Leeuwangh P (2008): Guidance for Summarizing and Evaluating Aquatic Micro- and Mesocosm Studies. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands



- Dell'Arciprete M L, Santos-Juanes L, Sanz A A, Vicente R, Amat A M, Furlong J P, Mártire D O, Gonzalez M C (2009): Reactivity of hydroxyl radicals with neonicotinoid insecticides: Mechanism and changes in toxicity. *Photochemical and Photobiological Sciences* 8(7): 1016-1023
- Ding Z, Yang Y, Jin H, Shan Z, Yu H, Feng J, Zhang X, Zhou J (2004): Acute Toxicity and Bio-Concentration Factor of Three Pesticides on *Brachydanio rerio*. *Chinese Journal of Applied Ecology* 15(5): 888-890
- Dondero F, Negri A, Boatti L, Marsano F, Mignone F, Viarengo A (2010): Transcriptomic and proteomic effects of a neonicotinoid insecticide mixture in the marine mussel (*Mytilus galloprovincialis*, Lam.). *Science of the Total Environment* 408(18): 3775-3786
- Dorgerloh M (2000): Imidacloprid – Influence on the Growth of Green Alga, *Selenastrum capricornutum*. Unpublished. Bayer CropScience AG. Report No. DOM 20018
- Dorgerloh M, Sommer H (2001a): Influence of Imidacloprid (tech.) on Development and Emergence of Larvae of *Chironomus riparius* in a Water-Sediment System. Unpublished. Bayer CropScience AG. Report No. DOM 21035
- Dorgerloh M, Sommer H (2001b): Influence of Imidacloprid SL200 on Development and Emergence of Larvae of *Chironomus riparius* in a Water-Sediment System. Unpublished. Bayer CropScience AG. Report No. DOM 21064
- Dorgerloh M, Sommer H (2002): Acute Toxicity of Imidacloprid (tech.) to Larvae of *Chironomus riparius*. Unpublished. Bayer CropScience AG. Report No.: DOM 22031
- EC (2006a): Draft Assessment Report (DAR). Initial risk assessment provided by the rapporteur Member State Germany for the existing active substance Imidacloprid of the third stage (part A) of the review programme referred to in Article 8(2) of Council Directive 91/414/EEC. Volume 1. European Commission
- EC (2006b): Draft Assessment Report (DAR). Initial risk assessment provided by the rapporteur Member State Germany for the existing active substance Imidacloprid of the third stage (part A) of the review programme referred to in Article 8(2) of Council Directive 91/414/EEC. Volume 3. European Commission
- EC (2011a): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27. Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards. Technical Report 2011-055. European Communities
- EC (2011b): Assessment Report – Imidacloprid. Product–type 18 (Insecticides, Acaricides and Products to control other Arthropods). Directive 98/8/EC concerning the placing of biocidal products on the market. European Commission
- England D, Bucksath J D (1991): Acute Toxicity of NTN 33893 to *Hyalella azteca*. Unpublished. Analytical Bio-Chemistry Laboratories, Inc., Columbia, USA. Report No. 101960
- EPI (2011): Version 4.10. The EPI (Estimation Programs Interface) Suite™. A Windows®-based suite of physical/chemical property and environmental fate estimation programs developed by the EPA's Office of Pollution Prevention Toxics and Syracuse Research Corporation (SRC)

- Feng S, Kong Z, Wang X, Zhao L, Peng P (2004): Acute toxicity and genotoxicity of two novel pesticides on amphibian, *Rana N. Hallowell*. *Chemosphere* 56(5): 457-463
- Frew, J. A. and C. E. Grue (2015). "Assessing the risk to green sturgeon from application of imidacloprid to control burrowing shrimp in Willapa Bay, Washington-Part II: Controlled exposure studies." *Environmental Toxicology and Chemistry* 34(11): 2542-2548.
- Gagliano G G, Bowers L M (1991): Acute Toxicity of NTN 33893 Technical to the Green Alga (*Selenastrum capricornutum*). Unpublished. Report No. 101986. Mobay Corporation, Stilwell, USA. Report No. 101986
- Gagliano G G (1991): Growth and Survival of the Midge (*Chironomus tentans*) Exposed to NTN 33893 Technical Under Static Renewal Conditions. Unpublished. Mobay Corporation, Stilwell, USA. Report No. 101985
- Gerhardt A (2009): Screening the toxicity of Ni, Cd, Cu, ivermectin, and imidacloprid in a short-term automated behavioral toxicity test with *tubifex tubifex* (muller 1774) (Oligochaeta). *Human and Ecological Risk Assessment* 15(1): 27-40
- Grau R (1987): The Acute Toxicity of NTN 33893 techn. to Golden Orfe (*Leuciscus idus melonatus*) in a Static Test. Unpublished. Bayer CropScience AG. Report No.: FO-1042
- Grau R (1988): The Acute Toxicity of NTN 33893 Technical to Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*). Unpublished. Bayer AG Institute for Environment Biology, Leverkusen-Bayerwerk, DE. Laboratory Report No. 101303
- Gries T (2002): Imidacloprid (NTN 33893): Early Life-Stage Toxicity Test with Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) under Flow-Through Conditions. Unpublished.
- Gupta S, Gajbhiye V T, Kalpana, Agnihotri N P (2002): Leaching behavior of imidacloprid formulations in soil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 68(4): 502-508
- Hall A (1996): Toxicity of NTN 33893 2F to the Freshwater Diatom *Navicula pelliculosa*. (Final Report): Lab Project Number: 107658: N3883401. Unpublished study prepared by Bayer Corp. 31 p. MRID 44187102
- Hayasaka D, Korenaga T, Sánchez-Bayo F, Goka K (2012a): Differences in ecological impacts of systemic insecticides with different physicochemical properties on biocenosis of experimental paddy fields. *Ecotoxicology* 21(1): 191-201
- Hayasaka D, Korenaga T, Suzuki K, Sánchez-Bayo F, Goka K (2012b): Differences in susceptibility of five cladoceran species to two systemic insecticides, imidacloprid and fipronil. *Ecotoxicology* 21(2): 421-427
- Hayasaka D, Korenaga T, Suzuki K, Saito F, Sánchez-Bayo F, Goka K (2012c): Cumulative ecological impacts of two successive annual treatments of imidacloprid and fipronil on aquatic communities of paddy mesocosms. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 80: 355-362
- Heimbach F (1989): Growth Inhibition of Green Algae (*Scenedesmus subspicatus*) Caused by NTN 33893 (Technical). Unpublished. Bayer AG, West Germany. Laboratory Report No. 100098
- Hellpointner E (1990): Determination of the quantum yield and assessment of the environmental half-life of the direct photodegradation of Imidacloprid in water. Bayer AG. Unpublished. Report No. PF3422

- Hendel B (2001): Influence of Imidacloprid (tech.) of *Gammarus pulex* in a Water-Sediment System under Static Conditions. Unpublished. Bayer CropScience AG. Report No. HDB/SP 01-00
- Ieromina, O., W. J. G. M. Peijnenburg, et al. (2014). "Impact of imidacloprid on *Daphnia magna* under different food quality regimes." *Environmental Toxicology and Chemistry* 33(3): 621-631.
- INERIS (2011): IMIDACLOPRIDE – N° CAS 138261-41-3. DRC-11-112070-04238A. Institut National de l'Environnement industriel et des risques, Verneuil-en-Halatte, France
- Jemec A, Tišler T, Drobne D, Sepčić K, Fournier D, Trebše P (2007): Comparative toxicity of imidacloprid, of its commercial liquid formulation and of diazinon to a non-target arthropod, the microcrustacean *Daphnia magna*. *Chemosphere* 68(8): 1408-1418
- Jinguji H, Thuyet D Q, Uéda T, Watanabe H (2012): Effect of imidacloprid and fipronil pesticide application on *Sympetrum infuscatum* (Libellulidae: Odonata) larvae and adults. *Paddy and Water Environment* 11(1-4): 277-284
- Kagabu S, Medej S (1995): Stability comparison of imidacloprid and related compounds under simulated sunlight, hydrolysis conditions, and to oxygen. *Biosci Biotech Biochem* 59: 980-985
- Key P, Chung K, Siewicki T, Fulton M (2007): Toxicity of three pesticides individually and in mixture to larval grass shrimp (*Palaemonetes pugio*). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 68(2): 272-277
- Klimisch H J, Andreae M, Tillmann U (1997): A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 25(1): 1-5
- Kontiohari V, Mattsoff L (2011): Proposal of Environmental Quality Standards for Plant Protection Products. Finnish Environment Institute (SYKE).
- Kreutzweiser D, Good K, Chartrand D, Scarr T, Thompson D (2007): Non-target effects on aquatic decomposer organisms of imidacloprid as a systemic insecticide to control emerald ash borer in riparian trees. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 68(3): 315-325
- Kreutzweiser D P, Good K P, Chartrand D T, Scarr T A, Thompson D G (2008): Toxicity of the systemic insecticide, imidacloprid, to forest stream insects and microbial communities. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 80(3): 211-214
- Krohn J (1993a): Melting Point of Imidacloprid. Unpublished. Bayer AG. Report No. PC312
- Krohn J (1993b): Vapour Pressure Curve of Imidacloprid. Unpublished. Bayer AG. Report No. PC313
- Krohn J (1993c): Calculation of the Henry Law Constant of Imidacloprid. Unpublished. Bayer AG. Report No. PC315
- Krohn J (1993d): Water Solubility of Imidacloprid. Unpublished. Bayer AG. Report No. PC320
- Krohn J (1993e): Octanol/Water Partition Coefficient of NTN 33893. Unpublished. Bayer AG. Report No. PC337

- Kungolos A, Emmanouil C, Tsiridis V, Tsiropoulos N (2009): Evaluation of toxic and interactive toxic effects of three agrochemicals and copper using a battery of microbiotests. *Science of the Total Environment* 407(16): 4610-4615
- Lamers M, Anyusheva M, La N, Nguyen V V, Streck T (2011): Pesticide Pollution in Surface- and Groundwater by Paddy Rice Cultivation: A Case Study from Northern Vietnam. *Clean - Soil, Air, Water* 39(4): 356-361
- LeBlanc H M K, Culp J M, Baird D J, Alexander A C, Cessna A J (2012): Single versus combined lethal effects of three agricultural insecticides on larvae of the freshwater insect *Chironomus dilutus*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 63(3): 378-390
- Lintott, D R (1992): NTN 33893 (240 FS formulation): acute toxicity to the mysid, *Mysidopsis bahia*, under flow-through conditions. *Toxicon Environmental Sciences*, Jupiter, USA. Report No. 103845
- Liu H, Cupp E W, Guo A, Liu N (2004a): Insecticide resistance in Alabama and Florida mosquito strains of *Aedes albopictus*. *Journal of Medical Entomology* 41(5): 946-952
- Liu H, Cupp E W, Micher K M, Guo A, Liu N (2004b): Insecticide resistance and cross-resistance in Alabama and Florida strains of *Culex quinquefasciatus*. *Journal of Medical Entomology* 41(3): 408-413
- Liu W, Zheng W, Ma Y, Liu K (2006): Sorption and degradation of imidacloprid in soil and water. *Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes* 41(5): 623-634
- Loureiro S, Svendsen C, Ferreira A L G, Pinheiro C, Ribeiro F, Soares A M V M (2010): Toxicity of three binary mixtures to *daphnia magna*: Comparing chemical modes of action and deviations from conceptual models. *Environmental Toxicology and Chemistry* 29(8): 1716-1726
- Lukančič S, Žibrat U, Mezek T, Jerebic A, Simčič T, Brancelj A (2010): A new method for early assessment of effects of exposing two non-target crustacean species, *Asellus aquaticus* and *Gammarus fossarum*, to pesticides, a laboratory study. *Toxicology and Industrial Health* 26(4): 217-228
- Moermond C T A, Kase R, Korkaric M, Ågerstrand M (2016): CRED: Criteria for reporting and evaluating ecotoxicity data. *Environmental Toxicology and Chemistry* 35, 1297-1309.
- Mohr S, Berghahn R, Schmiediche R, Hübner V, Loth S, Feibicke M, Mailahn W, Wogram J (2012): Macroinvertebrate community response to repeated short-term pulses of the insecticide imidacloprid. *Aquatic Toxicology* 110-111: 25-36
- Moring B, Kennedy J H, Wiggins J (1992): Assessment of the potential ecological and biological effects of NTN 33893 on aquatic ecosystems as measured in fiberglass pond systems. Unpublished. Bayer CropScience AG. Report No. 102600
- Moza P N, Hustert K, Feicht E, Kettrup A (1998): Photolysis of imidacloprid in aqueous solution. *Chemosphere* 36(3): 497-502

- Nyman, A. M., K. Schirmer, et al. (2014). "Importance of toxicokinetics for interspecies variation in sensitivity to chemicals." *Environmental Science and Technology* 48(10): 5946-5954.
- OECD (1998): OECD Guidelines for Testing of Chemicals. *Daphnia magna* Reproduction Test. OECD 211
- Overmyer J P, Mason B N, Armbrust K L (2005): Acute toxicity of imidacloprid and fipronil to a nontarget aquatic insect, *Simulium vittatum* zetterstedt cytospecies IS-7. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 74(5): 872-879
- Paul A, Harrington L C, Scott J G (2006): Evaluation of novel insecticides for control of dengue vector *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae). *Journal of Medical Entomology* 43(1): 55-60
- Pavlaki M D, Pereira R, Loureiro S, Soares A M V M (2011): Effects of binary mixtures on the life traits of *Daphnia magna*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 74(1): 99-110
- Pestana J L T, Alexander A C, Culp J M, Baird D J, Cessna A J, Soares A M V M (2009a): Structural and functional responses of benthic invertebrates to imidacloprid in outdoor stream mesocosms. *Environmental Pollution* 157(8-9): 2328-2334
- Pestana J L T, Loureiro S, Baird D J, Soares A M V M (2009b): Fear and loathing in the benthos: Responses of aquatic insect larvae to the pesticide imidacloprid in the presence of chemical signals of predation risk. *Aquatic Toxicology* 93(2-3): 138-149
- Pestana J L T, Loureiro S, Baird D J, Soares A M V M (2010): Pesticide exposure and inducible antipredator responses in the zooplankton grazer, *Daphnia magna* Straus. *Chemosphere* 78(3): 241-248
- Prosser, R. S., S. R. de Solla, et al. (2016). "Sensitivity of the early-life stages of freshwater mollusks to neonicotinoid and butenolide insecticides." *Environmental Pollution*.
- Ratte H T, Memmert U (2003): Biological effects and fate of IMIDACLOPRID SL 200 in outdoor microcosm ponds. Unpublished. RCC Ltd., Report No. 811776
- Redlich D, Shahin N, Ekici P, Friess A, Parlar H (2007): Kinetic study of the photoinduced degradation of imidacloprid in aquatic media. *Clean - Soil, Air, Water* 35(5): 452-458
- RIVM (2008): Environmental risk limits for imidacloprid. RIVM, Bilthoven, the Netherlands
- RIVM (2014) Water quality standards for imidacloprid: Proposal for an update according to the Water Framework Directive. National Institute for Public Health and the Environment. Letter report 270006001/2014 C.E.
- Roessink I, Merga L B, Zweers H J, Van den Brink P J (2013): The neonicotinoid imidacloprid shows high chronic toxicity to mayfly nymphs. *Environmental Toxicology and Chemistry* 32(5): 1096-1100

- Rosenfeldt F (1992): Dissociation Constant of NTN 33893. Unpublished. Bayer AG. Report No. PC317
- Sánchez-Bayo F, Goka K (2005): Unexpected effects of zinc pyrethrin and imidacloprid on Japanese medaka fish (*Oryzias latipes*). *Aquatic Toxicology* 74(4): 285-293
- Sánchez-Bayo F, Goka K (2006a): Ecological effects of the insecticide imidacloprid and a pollutant from antidandruff shampoo in experimental rice fields. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25(6): 1677-1687
- Sánchez-Bayo F, Goka K (2006b): Influence of light in acute toxicity bioassays of imidacloprid and zinc pyrethrin to zooplankton crustaceans. *Aquatic Toxicology* 78(3): 262-271
- Sawasdee B, Köhler H R (2009): Embryo toxicity of pesticides and heavy metals to the ramshorn snail, *Marisa cornuarietis* (Prosobranchia). *Chemosphere* 75(11): 1539-1547
- Scheil V, Köhler H R (2009): Influence of nickel chloride, chlorpyrifos, and imidacloprid in combination with different temperatures on the embryogenesis of the Zebrafish *Danio rerio*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 56(2): 238-243
- Seccia S, Fidente P, Barbini D A, Morrica P (2005): Multiresidue determination of nicotinoid insecticide residues in drinking water by liquid chromatography with electrospray ionization mass spectrometry. *Analytica Chimica Acta* 553(1-2): 21-26
- Smit C E, Posthuma-Doodeman C J A M, van Vlaardingen P L A, de Jong F M W (2015). Ecotoxicity of Imidacloprid to Aquatic Organisms: Derivation of Water Quality Standards for Peak and Long-Term Exposure. *Human and Ecological Risk Assessment* 21(6): 1608-1630.
- Song M Y, Stark J D, Brown J J (1997): Comparative toxicity of four insecticides, including imidacloprid and tebufenozide, to four aquatic arthropods. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16(12): 2494-2500
- Song M Y, Brown J J (1998): Osmotic effects as a factor modifying insecticide toxicity on *Aedes* and *Artemia*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 41(2): 195-202
- Srinivasa Rao M, Murty USN, Gangadasu B, China Raju B, Ramesh CH, Bharat Khumar S, Jayathirtha Rao V. 2008: Larvicidal efficacy of neonicotinoid classes of compounds on *Culex quinquefasciatus*. *J Entomol* 5, 45-50. Zitiert in RIVM 2014
- Stoughton S J, Liber K, Culp J, Cessna A (2008): Acute and chronic toxicity of imidacloprid to the aquatic invertebrates *Chironomus tentans* and *Hyalella azteca* under constant- and pulse-exposure conditions. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 54(4): 662-673
- Suvaré V, Kulkarni A S, Tendulkar M V, Mavalankar S, Guhagarkar A M (2010): Effect of acute toxicity of imidacloprid on glycogen metabolism in estuarine clam, *Kateleyesia opima* (Gmelin). *Nature Environment and Pollution Technology* 9(1): 69-72
- Thuyet D Q, Watanabe H, Yamazaki K, Takagi K (2011): Photodegradation of imidacloprid and fipronil in rice-paddy water. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 86(5): 548-553

- Tišler T, Jemec A, Mozetič B, Trebše P (2009): Hazard identification of imidacloprid to aquatic environment. *Chemosphere* 76(7): 907-914
- Tufi, S., J. M. Stel, et al. (2015). "Metabolomics to Explore Imidacloprid-Induced Toxicity in the Central Nervous System of the Freshwater Snail *Lymnaea stagnalis*." *Environmental Science and Technology* 49(24): 14529-14536.
- UBA (2014) "EQS Datasheet Environmental Quality Standard Imidacloprid" Umweltbundesamt Deutschland. FKZ 3712 28 232
- US EPA (1992a): Data Evaluation Record – Freshwater Invertebrate Static Acute Toxicity Test. Species Tested: Midge (*Chironomus tentans*). United States Environmental Protection Agency. MRID No.: 422563-04
- US EPA (1992b): Data Evaluation Record – Growth and Reproduction of Aquatic Plants – Tier 2. Species Tested: *Selenastrum capricornutum*. United States Environmental Protection Agency. MRID No.: 422563-75
- US EPA (1992c): Data Evaluation Record – Growth and Reproduction of Aquatic Plants – Tier 1. Species Tested: *Scenedesmus subspicatus*. United States Environmental Protection Agency. MRID No.: 422563-74
- US EPA (1992d): Data Evaluation Record – Acute Toxicity Test for Freshwater Invertebrates, *Daphnia magna*. United States Environmental Protection Agency. MRID No.: 420553-17
- US EPA (1992e): Data Evaluation Record – Freshwater Invertebrate Static Acute Toxicity Test. Species Tested: *Hyalella azteca*. United States Environmental Protection Agency. MRID No.: 422563-03
- US EPA (1992f): Data Evaluation Record – Acute Toxicity Test for Freshwater Fish, Bluegill Sunfish (*Lepomis macrochirus*). United States Environmental Protection Agency. MRID No.: 420553-14
- US EPA (1992g): Data Evaluation Record – Acute Toxicity Test for Freshwater Fish, Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*), Static Test. United States Environmental Protection Agency. MRID No.: 420553-16
- US EPA (1992h): Data Evaluation Record – Acute Toxicity Test for Freshwater Fish, Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). United States Environmental Protection Agency. MRID No.: 420553-15
- US EPA (1992i): Data Evaluation Record – Mollusc 96-Hour Shell Deposition Study. Species Tested: Eastern Oyster (*Crassostrea virginica*). United States Environmental Protection Agency. MRID No.: 420563-05
- US EPA (1992k): Addendum - Data Evaluation Record – Freshwater Fish Early Life-Stage Test. Species Tested: Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). United States Environmental Protection Agency. MRID No.: 420553-20
- Van Dijk T C, Van Staalduinen M A, Van der Sluijs J P (2013): Macro-Invertebrate Decline in Surface Water Polluted with Imidacloprid. *PLoS ONE* 8(5)

- van Vlaardingen P, Traas Theo, Aldenberg T (2004): ETX 2.0 – Normal Distribution based Hazardous Concentration and Fraction Affected. Companion software to Aldenberg and Jaworska (200) and Aldenberg and Luttik (2002). Developed and built at the National Institute of Public Health and the Environment. RIVM, Bilthoven, the Netherlands
- Ward G (1990a): NTN-33893 Technical: Acute Toxicity to Sheephead Minnow, *Cyprinodon variegatus*, Under Static Test Conditions. Unpublished. Lab Project Number: J9008023E: 100354. Unpublished study prepared by Toxikon Environmental Sciences. 36 p. MRID 42055318.
- Ward G S (1990b): NTN-33893 Technical: Acute Toxicity to the Mysid, *Mysidopsis bahia*, Under Flow-Through Test Conditions. Lab Project Number: J9008023B/F: 100355. Unpublished study prepared by Toxikon Environmental Sciences. MRID 420553-19
- Ward G S (1991): NTN 33893 Technical: Chronic Toxicity to the Mysid, *Mysidopsis bahia*, Under Flow-Through Test Conditions. Lab Project Number: J9008023G/H: 101347. Unpublished study prepared by Toxikon Environmental Sciences. MRID 420553-22
- Wamhoff H, Schneider V (1999): Photodegradation of imidacloprid. Journal of Agricultural and Food Chemistry 47(4): 1730-1734
- Wheat J, Ward G S (1991): NTN 33893 Technical: Acute Effect on New Shell Growth of the Eastern Oyster, *Crassostrea virginica*. Unpublished. Toxikon Environmental Sciences, Jupiter, USA. Report No. 101978
- Yamamoto A, Terao T, Hisatomi H, Kawasaki H, Arakawa R (2012): Evaluation of river pollution of neonicotinoids in Osaka City (Japan) by LC/MS with dopant-assisted photoionisation. Journal of Environmental Monitoring 14(8): 2189-2194
- Ying G G, Kookana R S (2004): Simultaneous determination of imidacloprid, thiacloprid, and thiamethoxam in soil and water by high-performance liquid chromatography with diode-array detection. Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes 39(5-6): 737-746
- Yokoyama A, Ohtsu K, Iwafune T, Nagai T, Ishihara S, Kobara Y, Horio T, Endo S (2009): Sensitivity difference to insecticides of a riverine caddisfly, *Cheumatopsyche brevilineata* (Trichoptera: Hydropsychidae), depending on the larval stages and strains. Journal of Pesticide Science 34(1): 21-26
- Yoshida H (1989): Hydrolysis of NTN 33893. Unpublished. Nihon Tokushu Noyaku Seizo K. K., Ibraki, Japan. Bayer AG. Report No. NR1276
- Young B M, Blakemore G C (1990): 21-Day Chronic Static Renewal Toxicity of NTN 33893 to *Daphnia magna*. Unpublished. Analytical Bio-Chemistry Laboratories, Inc., Columbia, USA. Report No. 100247
- Young B, Hicks S (1990): Acute Toxicity of NTN 33893 to *Daphnia magna*. Unpublished. Analytical Bio-Chemistry Laboratories, Inc., Columbia, USA. Laboratory Report No. 37862
- Zhang Y, Mu J, Han J, Gu X (2012): An Improved Brine Shrimp Larvae Lethality Microwell Test Method. Toxicology Mechanisms and Methods 22(1): 23-30

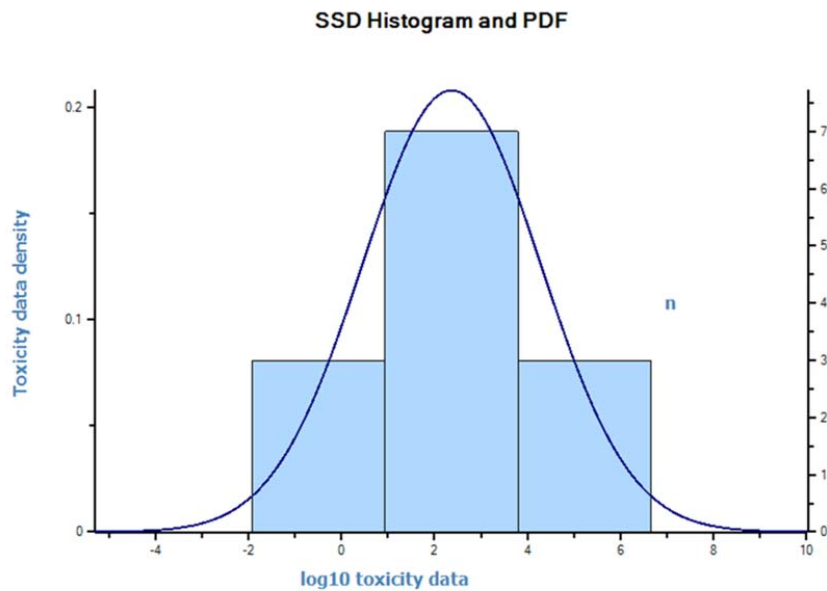


Zhou X, Sang W, Liu S, Zhang Y, Ge H (2010): Modeling and prediction for the acute toxicity of pesticide mixtures to the freshwater luminescent bacterium *Vibrio qinghaiensis* sp.-Q67. *Journal of Environmental Sciences* 22(3): 433-440

### 13. Annex

**Tab. A1:** „Goodness of fit“ für die SSD der akuten EC50/LC50 Werte für alle taxonomischen Gruppen - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen et al. 2004).

Anderson-Darling test for normality				
Sign. level	Critical	Normal?		
0.1	0.631	Rejected		
0.05	0.752	Accepted	AD Statist	0.63963
0.025	0.873	Accepted	n:	13
0.01	1.035	Accepted		
Kolmogorov-Smirnov test for normality				
Sign. level	Critical	Normal?		
0.1	0.819	Accepted		
0.05	0.895	Accepted	KS Statisti	0.777994
0.025	0.995	Accepted	n:	13
0.01	1.035	Accepted		
Cramer von Mises test for normality				
Sign. level	Critical	Normal?		
0.1	0.104	Accepted		
0.05	0.126	Accepted	CM Statist	0.091087
0.025	0.148	Accepted	n:	13
0.01	0.179	Accepted		



**Abb.A1:** Histogramm für die SSD der akuten EC50/LC50 Werte für alle taxonomischen Gruppen - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen et al. 2004).

**Tab. A2:** HC5 der SSD der akuten EC50/LC50 Werte für alle taxonomischen Gruppen - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen et al. 2004).

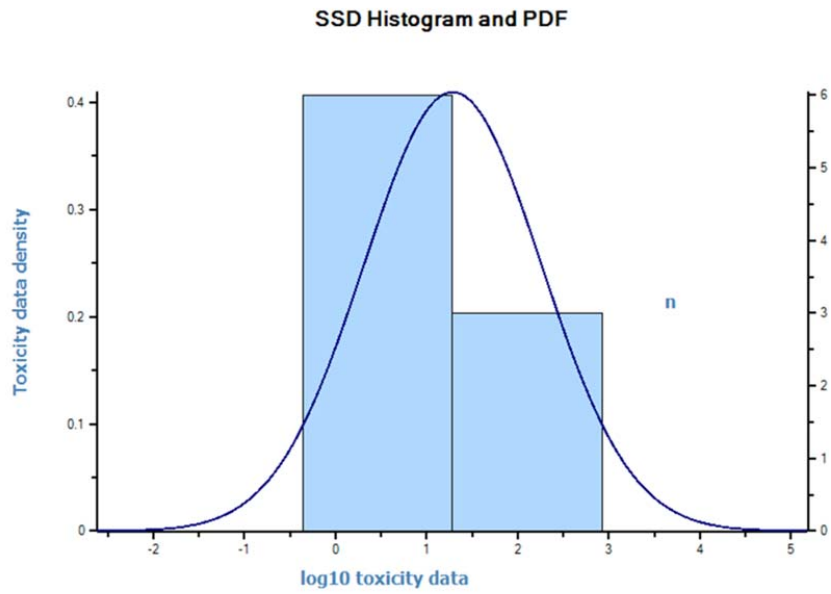
HC5	0.137547	-0.861548723	median estimate of the HC5
UL HC5	1.986831	0.298160935	upper estimate of the HC5
sprHC5	1104.439	3.04314182	spread of the HC5 estimate
FA At HC5 results			
Name	Value	Description	
FA lower	0.849	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC5	
FA median	5	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC5	
FA upper	17.296	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC5	
HC50 results			
Name	Value	log10(Value)	Description
LL HC50	26.45164	1.422452523	lower estimate of the HC50
HC50	233.9263	2.369079046	median estimate of the HC50
UL HC50	2068.738	3.315705568	upper estimate of the HC50
sprHC50	78.20834	1.893253045	spread of the HC50 estimate
FA At HC50 results			
Name	Value	Description	
FA lower	32.4123	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	
FA median	50	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	
FA upper	67.5877	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	

**Tab. A3:** Daten, aus denen die SSD der akuten EC50-Werte für alle taxonomische Gruppen besteht - in der Reihenfolge steigender EC50-Werte.

Daten Nr.	EC50 [ $\mu\text{g/l}$ ]	Art	Taxonomische Gruppe
1	1	<i>Cyprretta seurati</i>	Krebstiere
2	3	<i>Ilyocypris dentifera</i>	Krebstiere
3	5.34	<i>Gammarus pulex</i>	Krebstiere
4	10	<i>Cypridopsis vidua</i>	Krebstiere
5	10.5	<i>Chironomus tentans</i>	Insekten
6	14	<i>Gammarus roeseli</i>	Krebstiere
7	35.9	<i>Americamysis bahia</i>	Krebstiere
8	526	<i>Hyaella azteca</i>	Krebstiere
9	832	<i>Chydorus sphaericus</i>	Krebstiere
10	3984.5	<i>Planorbella pilsbryi</i>	Mollusken
11	85200	<i>Daphnia magna</i>	Krebstiere
12	211000	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Wirbeltiere
13	237000	<i>Leuciscus idus melanotus</i>	Wirbeltiere

**Tab. A4:** „Goodness of fit“ für die SSD der akuten EC50-Werte für Insekten und Krebstiere ausser *Daphnia magna* - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen et al. 2004).

Anderson-Darling test for normality				
Sign. level	Critical	Normal?		
0.1	0.631	Accepted		
0.05	0.752	Accepted	AD Statist	0.483734
0.025	0.873	Accepted	n:	9
0.01	1.035	Accepted		
Kolmogorov-Smirnov test for normality				
Sign. level	Critical	Normal?		
0.1	0.819	Accepted		
0.05	0.895	Accepted	KS Statisti	0.731537
0.025	0.995	Accepted	n:	9
0.01	1.035	Accepted		
Cramer von Mises test for normality				
Sign. level	Critical	Normal?		
0.1	0.104	Accepted		
0.05	0.126	Accepted	CM Statist	0.068221
0.025	0.148	Accepted	n:	9
0.01	0.179	Accepted		



**Abb.A2:** Histogramm für die SSD der akuten EC50-Werte für Insekten und Krebstiere - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen et al. 2004).

**Tab. A5:** HC5 der SSD der akuten EC50-Werte für Insekten und Krebstiere - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen et al. 2004).

Parameters of the normal distribution			
Name	Value	Description	
mean	1.285353707	mean of the log toxicity values	
s.d.	0.974255681	sample standard deviation	
n	9	sample size	
HC5 results			
Name	Value	log10(Value)	Description
LL HC5	0.02148588	-1.667846855	lower estimate of the HC5
<b>HC5</b>	<b>0.41714993</b>	-0.379707825	median estimate of the HC5
UL HC5	2.093932271	0.32096263	upper estimate of the HC5
sprHC5	97.45620265	1.988809485	spread of the HC5 estimate
FA At HC5 results			
Name	Value	Description	
FA lower	0.526	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC5	
FA median	5	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC5	
FA upper	21.336	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC5	
HC50 results			
Name	Value	log10(Value)	Description
LL HC50	4.802440143	0.681461961	lower estimate of the HC50
HC50	19.29095408	1.285353707	median estimate of the HC50
UL HC50	77.48996309	1.889245454	upper estimate of the HC50
sprHC50	16.1355396	1.207783493	spread of the HC50 estimate
FA At HC50 results			
Name	Value	Description	
FA lower	29.17482387	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	
FA median	49.99999998	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	
FA upper	70.82517612	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	

**Tab. A6:** Daten, aus denen die SSD der akuten EC50-Werte für Insekten und Krebstiere besteht - in der Reihenfolge steigender EC50-Werte.

Daten Nr.	EC50 [ $\mu\text{g/l}$ ]	Art	Taxonomische Gruppe
1	1	<i>Cypretta seurati</i>	Krebstiere
2	3	<i>Ilyocypris dentifera</i>	Krebstiere
3	5.34	<i>Gammarus pulex</i>	Krebstiere
4	10	<i>Cypridopsis vidua</i>	Krebstiere
5	10.5	<i>Chironomus tentans</i>	Insekten
6	14	<i>Gammarus roeseli</i>	Krebstiere
7	35.9	<i>Americamysis bahia</i>	Krebstiere
8	526	<i>Hyalella azteca</i>	Krebstiere
9	832	<i>Chydorus sphaericus</i>	Krebstiere